

Limnologische Untersuchung des
Braunkohletagebaugewässers Borkener See (Hessen)
unter besonderer Berücksichtigung
der zeitlichen und räumlichen Planktonentwicklung
und der Trophieklassifikation

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

dem Fachbereich Biologie
der Philipps-Universität Marburg
vorgelegt von

Petra Heinmüller
aus Rotenburg/Fulda

Marburg / Lahn 2002

INHALT

DANK	VII
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VIII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IX
TABELLENVERZEICHNIS	XIII
1 EINLEITUNG	1
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET	4
2.1 GEOGRAPHISCHE LAGE	4
2.2 GEOLOGIE	4
2.3 PHYSIOGRAPHIE UND HYDROLOGIE	6
2.4 LAGE DER PROBESTELLEN	7
3 METHODIK	9
3.1 KLIMA	9
3.1.1 Sonnenscheindauer, Lufttemperatur und Niederschlag.....	9
3.1.2 Windverhältnisse.....	9
3.2 ABIOTIK	9
3.2.1 Probenahme und Bestimmung.....	9
3.2.2 Auswertung.....	11
3.2.3 Wärmeinhaltsberechnung.....	11
3.3 CHLOROPHYLL	12
3.3.1 Probenahme und Bestimmung.....	12
3.3.2 Methodenkritische Bemerkungen.....	12
3.4 PHYTOPLANKTON	13
3.4.1 Probenahme.....	13
3.4.2 Konservierung und Bestimmung.....	14
3.4.3 Auszählung.....	14
3.4.4 Biovolumenberechnung.....	14
3.4.5 Methodenkritische Bemerkung.....	15
3.5 ZOOPLANKTON	16
3.5.1 Probenahme.....	16
3.5.2 Auszählung und Auswertung.....	17
3.5.3 Konservierung und Bestimmung.....	18
3.5.4 Methodenkritische Bemerkungen.....	18
3.6 KOHLENSTOFFBERECHNUNG	19
3.7 STATISTISCHE AUSWERTUNG	19
4 ERGEBNISSE	21
4.1 KLIMA	21
4.1.1 Sonnenscheindauer.....	21
4.1.2 Lufttemperatur.....	23
4.1.3 Windstärke und Windrichtung.....	24
4.1.4 Niederschlag.....	25
4.2 ENTWICKLUNG DES WASSERSTANDES UND DER SEEFLÄCHE	26

4.3	ABIOTIK	28
4.3.1	Sichttiefe	28
4.3.2	Wassertemperatur	29
4.3.3	Wärmehaushalt	33
4.3.4	Sauerstoff	35
4.3.5	Elektrische Leitfähigkeit	38
4.3.6	pH-Wert	41
4.3.7	Gesamt-Phosphat (TP) und o-Phosphat (SRP)	43
4.3.8	Stickstoffverbindungen	46
4.3.8.1	Nitrat	46
4.3.8.2	Nitrit	48
4.3.8.3	Ammonium	49
4.3.9	Silicium	51
4.3.10	Calcium, Magnesium, Gesamthärte	53
4.3.11	Sulfat	54
4.3.12	Chlorid	55
4.3.13	Säurebindungsvermögen und freies Kohlendioxid	55
4.4	CHLOROPHYLL	56
4.5	PHYTOPLANKTON	59
4.5.1	Artenliste	59
4.5.2	Gesamtbiovolumen an der Probestelle ‚Boje‘	60
4.5.3	Korrelation zwischen Biovolumen und abiotischen und biotischen Parametern	61
4.5.3.1	Chlorophyll	61
4.5.3.2	Nitrat	62
4.5.3.3	Sichttiefe	62
4.5.3.4	Sonnenscheindauer	63
4.5.4	Prozentuale Zusammensetzung des Gesamtbiovolumens an der PS ‚Boje‘	64
4.5.4.1	Bacillariophyceae	64
4.5.4.2	Cryptophyceae	67
4.5.4.3	Dinophyceen	69
4.5.4.4	Chrysophyceae	70
4.5.4.5	Chlorophyceae	71
4.5.4.6	µ-Algen	71
4.5.5	Funktionelle Gruppen	72
4.5.5.1	Nanoplankton	72
4.5.5.2	Mixotrophe Arten	73
4.5.6	Vertikale Phytoplanktonverteilung	73
4.5.6.1	Gesamtbiovolumen und Einzelbiovolumina aus zwei Tiefenbereichen	73
4.5.6.2	Tiefenverteilung des Phytoplanktons zum Ende der Stagnationsphase (September 1997)	74
4.5.7	Biovolumenvergleich der PS ‚Boje‘, PS ‚Nordbucht‘ und PS ‚Flachwasser‘ 1997	75
4.6	ZOOPLANKTON UND MEIOFAUNA	76
4.6.1	Taxaliste des Zooplanktons	76
4.6.2	Zusammensetzung des Zooplanktons an den PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘	77
4.6.3	Populationsökologische Ergebnisse	78
4.6.3.1	Copepoda	78
4.6.3.1.1	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	78
4.6.3.1.2	<i>Cyclops abyssorum</i>	85

4.6.3.2	Rotatoria	87
4.6.3.2.1	<i>Kellicottia longispina</i>	87
4.6.3.2.2	<i>Filinia terminalis</i>	90
4.6.3.2.3	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	92
4.6.3.2.4	<i>Keratella cochlearis</i>	95
4.6.3.2.5	<i>Ascomorpha ovalis</i>	97
4.6.3.2.6	<i>Keratella quadrata</i>	99
4.6.3.3	<i>Daphnia spp.</i>	100
4.6.3.4	Weitere ‚Cladocera‘	103
4.6.4	Kohlenstoffgehalt der Primär- und Sekundärkonsumenten	103
4.6.5	Zooplankton und Meiofauna der Flachwasserzone	105
4.7.	ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DES DATENMATERIALS	106
5	DISKUSSION	110
5.1	METHODENKRITIK	110
5.1.1	Methodenwechsel	110
5.1.2	Probenahme- und Auszählmodus	111
5.1.2.1	Anzahl der Probestellen	111
5.1.2.2	Probenahmemodus	111
5.1.2.3	Auszählmodus	111
5.1.3	Statistische Methoden	112
5.2	ABIOTIK	114
5.2.1	Wärmehaushalt und Stratigraphie	114
5.2.2	Sichttiefe	115
5.2.3	Sauerstoffhaushalt	117
5.2.4	Elektrische Leitfähigkeit	118
5.2.5	pH-Wert	119
5.2.6	Silikat	120
5.2.7	Phosphat	122
5.2.8	Nitrat	123
5.2.9	Nitrit	124
5.2.10	Ammonium	124
5.2.11	Sulfat	124
5.2.12	Calcium, Magnesium und Gesamthärte	125
5.2.13	Säurebindungsvermögen und freies Kohlendioxid	126
5.2.14	Chlorid	126
5.3	TROPHIEKLASSIFIKATION UND BEWERTUNG	128
5.3.1	Einzelparameter	128
5.3.1.1	Sauerstoff-Konzentration	128
5.3.1.2	Silikat-Konzentration	128
5.3.1.3	Sichttiefe	128
5.3.2	Trophie-Indices	129
5.3.2.1	OECD (1982)	129
5.3.2.2	FORSBERG & RIDING (1980)	130
5.3.2.3	Trophic State Index (TSI) nach CARLSON (1977)	130
5.3.2.4	Produktionsabschätzung nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978)	132
5.3.2.5	Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989) und TGL (1982)	134
5.3.3	Bewertung der trophischen Situation	135

5.4	PHYTOPLANKTON	138
5.4.1	Einfluß der abiotischen Faktoren auf die Entwicklung des Phytoplanktons	138
5.4.1.1	Lichtverfügbarkeit	138
5.4.1.2	Durchmischungstiefe und euphotische Tiefe	138
5.4.1.3	Nährstoff- und Baustoffversorgung	140
5.4.1.3.1	Silikat	140
5.4.1.3.2	Phosphat	141
5.4.1.3.3	Stickstoffverbindungen	144
5.4.1.3.4	Kohlenstoff	144
5.4.2	Charakterisierung der Phytoplanktonzusammensetzung	145
5.4.2.1	Taxonomische Zusammensetzung	145
5.4.2.1.1	Bacillariophyceen	145
5.4.2.1.2	Dinophyceen	146
5.4.2.1.3	Cryptophyceen	147
5.4.2.1.4	Chrysophyceen	148
5.4.2.1.5	Chlorophyceen	149
5.4.2.1.6	Weitere Taxa	149
5.4.2.2	Funktionelle Gruppen	149
5.4.2.2.1	Nanoplankter	149
5.4.2.2.2	Mixotrophe Arten	151
5.4.2.2.3	Größenklassen	151
5.4.2.3	Seenvergleich	152
5.5	ZOOPLANKTON	155
5.5.1	Artenspektrum	155
5.5.1.1	Copepoda	156
5.5.1.2	Rotatoria	156
5.5.1.3	„Cladocera“	159
5.5.2	Autökologische Aspekte	161
5.5.2.1	Copepoda	161
5.5.2.1.1	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	161
5.5.2.1.2	<i>Cyclops abyssorum</i>	162
5.5.2.2	Rotatoria	164
5.5.2.2.1	<i>Kellicottia longispina</i>	164
5.5.2.2.2	<i>Filinia terminalis</i>	165
5.5.2.2.3	<i>Ascomorpha ovalis</i>	165
5.5.2.2.4	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	166
5.5.2.2.5	<i>Keratella cochlearis</i>	167
5.5.2.2.6	<i>Keratella quadrata</i>	168
5.5.2.3	„Cladocera“	168
5.5.2.3.1	<i>Daphnia spp.</i>	168
5.5.2.3.2	Weitere „Cladocera“	170
5.6	REGULATION DER DAPHNIEN-POPULATION	172
5.7	STEUERUNG DES NAHRUNGSNETZES	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
6	ZUSAMMENFASSUNG	179
7	LITERATUR	181

DANK

Mein Dank gilt in besonderer Weise Herrn Prof. Dr. Bohle, der die Betreuung der Doktorarbeit übernahm und der sowohl das Projekt „Borkener See“ als auch den Fortgang der Dissertation stets mit großem Interesse und fruchtbaren Anregungen begleitete.

Die Obere Naturschutzbehörde in Kassel erteilte die Genehmigung für die Forschungstätigkeiten am See, und für den unkomplizierten Verlauf weiterer organisatorischer Belange sorgte Frau Andrea Dobler (Stiftung Hessischer Naturschutz). Die Vertreter des Forstamtes Jesberg und Fritzlar, insbesondere Herr Dipl. Forstwirt Umbach, übernahmen die Wartung und den Transport des Forschungsbootes.

Frau Lucy Lennartz und Frau Dipl. Biol. Ursula Steffens führten teilweise im Rahmen des Projektes die chemischen Laboranalysen durch. Kontrollmessungen für einige Parameter führte das Labor des Max-Planck-Institutes für Limnologie in Schlitz durch.

Räumlichkeiten und Geräte (Phasenkontrastmikroskop und das Photometer) stellte die Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Heldmaier (FB Biologie, Marburg) zur Auswertung und Analyse spezieller planktologischer Parameter zur Verfügung. Die Wartung und teilweise auch die Herstellung der limnologischen Geräte übernahm die Werkstatt des Fachbereiches Biologie, besonderen Dank gilt Herrn Horst Schmidt.

Bestimmungshilfe bei fraglichen Arten leisteten: Dr. Marina Ettl, Dr. Peter Frenzel, Dr. Ulrich Einsle †, Eberhard Höhn, Dr. Gabriela Hofmann, Dr. Johanna Knappe, Dr. Rainer Kümmerlin, Prof. Ingeborg Lenski und Dr. Klaus Wenderoth.

Die Biologinnen und Biologen Friederike Bleckmann, Michael Collins, Martin Dresler, Dr. Egbert Korte, Margot Kurella, Lucy Lennartz, Silke Orthmann, Ursula Steffens und Gerald Weidemann scheuten sich auch bei Sturm und Regen nicht, auf dem Borkener See bei den Probenahmen behilflich zu sein. Die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen des Zechenhofes in Nassenerfurth stellten unserem Team bereitwillig ausgezeichnete Übernachtungsmöglichkeiten zur Verfügung.

Allen genannten Personen und Institutionen gilt mein herzlicher Dank.

Nicht zu vergessen sind die Anregungen sowie die fachliche und persönliche Unterstützung folgender Personen, die maßgeblich zum Gelingen meiner Dissertation beigetragen haben: Thomas Asmuth, Michael Dierksen, Andreas Dettinger-Klemm, Prof. Dr. Ursula Gaedke, Armin Knebel, Dr. Lothar Krienitz, Gernot Landschein, Karsten Lessing, Dr. Karl-Heinz Müller (FB Geographie), Dr. Jochen Schaumburg, Silke Schnabel, Susanne Schnabel, Horst Schönhut, Roland Stürmer und die Mitarbeiter der EON (Borken).

Nicht zuletzt danke ich allen Feen und Zauberern, die mich auf meinem Lebensweg ein kurzes oder längeres Stück begleitet haben, die immer daran geglaubt haben, daß die Doktorarbeit eines Tages vorliegen wird und ohne die diese Arbeit nicht angefertigt worden wäre.

Und ganz besondern Dank gilt meinen Freundinnen und Freunden Agnes, Birgit, Frank, Jomi, Martha, Michel, Sabine und Silke, ohne die diese Doktorarbeit nicht beendet worden wäre.

Besonderer Dank gilt nicht zuletzt meinen Eltern, die mich nicht nur auf dem letzten Stückchen finanziell bei einem für sie unvorstellbaren Ziel unterstützt haben, sondern auch Verständnis aufgebracht und mir Mut gemacht haben, für ein Ziel, das niemals das ihrige gewesen war.

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

B	Probestelle ‚Boje‘
C	Kohlenstoff
DEV	Deutsches Einheitsverfahren
DWD	Deutscher Wetterdienst, Offenbach
FB	Probestelle „Flachwasserzone“
n	Anzahl
Kl.	Klasse
l	Liter
N	Probestelle ‚Nord‘
NB	Probestelle ‚Nordbucht‘
PS	Probestelle
QS	SÖRENSEN-Quotient
S	Probestelle ‚Süd‘
SRP	soluble reactive phosphat, o-Phosphat oder gelöstes Phosphat,
TP	Total phosphat oder Gesamt-Phosphat
Ukl.	Unterklasse
Z_{eu}	Tiefe der euphotischen Zone
Z_{mix}	Tiefe der durchmischten Zone
Z_s	SECCHI-Sichttiefe

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	Lage der Probestellen.....	8
Abb. 2:	Monatliche Sonnenscheindauer der Klimastation Kassel von 1993 bis 1997.	22
Abb. 3:	Sonnenscheindauer pro Monat in den Jahren 1993 bis 1997.....	23
Abb. 4:	Mittlere Lufttemperatur pro Monat an der Klimastation Kassel in den Jahren 1993 bis 1997.	24
Abb. 5:	Mittlere Windstärken nach der BEAUFORT-Skala (14-tägiger Mittelwert) von 1993 bis 1997 an der Wetterstation Bad Wildungen.....	25
Abb. 6:	Monatliche Niederschlagssummen der Klimastationen Kassel und Bad Wildungen (Mittelwerte) in den Jahren 1993 bis 1997.	26
Abb. 7:	Wassertiefe des Borkener Sees zwischen Januar 1973 und Oktober 1995.....	26
Abb. 8:	Größe der Seefläche des Borkener Sees zwischen Januar 1973 und Oktober 1995.	27
Abb. 9:	SECCHI-Sichttiefe von August 1993 bis September 1997.	28
Abb. 10:	Wassertemperatur im Oberflächenwasser von August 1993 bis Oktober 1997 an der Probestelle ‚Boje‘.	29
Abb. 11:	Wassertemperatur im Tiefenprofil von August 1993 bis April 1996 an der PS ‚Boje‘	31
Abb. 12:	Epilimniontiefe z_{mix} (aus Temperaturprofil abgeleitet) und maximale Ausdehnung der euphotischen Zone z_{eu} (berechnet nach TILZER 1988) zum Zeitpunkt der Stagnationsphase an der PS ‚Boje‘ in den Jahren 1993 bis 1997.....	33
Abb. 13:	Gesamtwärmemenge des Borkener Sees von Januar 1994 bis September 1997.	34
Abb. 14:	Wassertemperaturen 1997 an der Oberfläche der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen PS 1, PS 2 und PS 3.....	35
Abb. 15:	O ₂ -Konzentration im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996 an der PS ‚Boje‘	36
Abb. 16:	Sauerstoff-Konzentration [mg/l] 1997 im Oberflächenwasser der Probestellen ‚Boje‘, ‚Nordbucht‘ und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.....	38
Abb. 17:	Sauerstoffsättigung 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.	38
Abb. 18:	Elektrische Leitfähigkeit im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996.....	40
Abb. 19:	Veränderung der Elektrischen Leitfähigkeit 1997 im Oberflächenwasser an den PS ‚Boje‘, PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.	39
Abb. 20:	pH-Wert im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996 an der PS ‚Boje‘.....	42
Abb. 21:	Ortho-Phosphat-Konzentration der summierenden Probenahme von 0-20 m von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	43
Abb. 22:	Gesamt-Phosphat-Konzentration der summierenden Probenahme von 0 – 20 m von April 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	43
Abb. 23:	Gesamt-Phosphat- und o-Phosphat-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den PS 1, 2 und 3 der Flachwasserzone	45
Abb. 24:	Nitrat-N-Konzentration an der Probestelle ‚Boje‘ von August 1993 bis September 1997. Werte gemittelt über 0 bis 20 m und 20 bis 50 m Tiefe.	47
Abb. 25:	Nitrat-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone.	47
Abb. 26:	Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Nitrat-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den PS 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.....	48

Abb. 27: Nitrit-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.	49
Abb. 28: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Nitrit-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.....	49
Abb. 29: Ammonium-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.....	50
Abb. 30: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Ammonium-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den PS 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.....	51
Abb. 31: Silicium-Si-Konzentration von 1994 bis 1997 an der Probestelle ‚Boje‘.....	52
Abb. 32: Silicium-Si-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der Probestelle ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen PS 1, 2 und 3.	52
Abb. 33: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Silicium-Si-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.	53
Abb. 34: Chlorophyll a-Konzentration an der PS ‚Boje‘ von September 1993 bis September 1997. Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer von 0-20 m.	57
Abb. 35: Chlorophyll a-Konzentration an den verschiedenen Probestellen von 1994 bis 1997. Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer (N, S, und B von 0-20 m, NB 0-10 m) und Probenahme mit RUTTNER-Schöpfer (FB in 0,5 Tiefe).....	58
Abb. 36: Gesamtbiovolumen der Netz- und SCHRÖDER-Schöpferproben (S) von Januar 1994 bis September 1997 mit Nanoplanktonanteil (< 20 µm) an der PS ‚Boje‘.	60
Abb. 37: Gesamtbiovolumen und Sichttiefe an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997.	62
Abb. 38: Scatterplot des Gesamtbiovolumens und der Sichttiefe an der Probestelle ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997.	63
Abb. 39: Gesamtbiovolumen und prozentuale Anteile der Taxa von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘. Probenahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer.	65
Abb. 40: Gesamtbiovolumen und prozentuale Anteile der Taxagruppen von März bis September 1997 an der PS ‚Boje‘ und von April bis September 1997 an den PS ‚Nordbucht‘ und der PS ‚Flachwasser‘.....	66
Abb. 41: Anteil des Biovolumens der Bacillariophyceen am Gesamtbiovolumen von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.	67
Abb. 42: Biovolumen der Cryptophyceen im Zeitraum von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	68
Abb. 43: Kohlenstoff-Konzentration von <i>Cryptomonas spp.</i> und <i>Rhodomonas spp.</i> von August 1994 bis Oktober 1997.....	68
Abb. 44: Biovolumen der Dinophyceen, von <i>Ceratium hirundinella</i> und von <i>Peridinium willei</i> von August 1994 bis September 1997.	69
Abb. 45: Biovolumen der Chrysophyceen von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	70
Abb. 46: Zellzahlen kleiner Chrysophyceen-Arten (<i>Kephyrion</i> und <i>Pseudokephyrion</i>) von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	70
Abb. 47: Zellzahlen von <i>Erkenia subaequiciliata</i> an der PS ‚Boje‘ von August 1994 bis September 1997.	71
Abb. 48: Scatterplot der Silikat-Konzentration und des Biovolumens der Nanoplankter (n = 28) an der Probestelle ‚Boje‘. Wertepaare von August 1994 bis September 1997.	72
Abb. 49: Biovolumen der sechs Proben unterschiedlicher Tiefe an der PS ‚Boje‘ am 9.9.1997.	74

Abb. 50: Biovolumina ausgewählter Dinophyceen-Taxa in sechs Proben unterschiedlicher Tiefe an der PS ‚Boje‘ am 9.9.1997.....	74
Abb. 51: Phytoplankton-Biovolumen an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und der PS ‚Flachwasser‘ 1997.....	75
Abb. 52: Mittelwerte, Standardabweichung, Maxima und Minima der Abundanz der Taxa (%) im Zeitraum von August 1993 bis September 1997.	77
Abb. 53: <i>Eudiaptomus gracilis</i> . Abundanz der Entwicklungsstadien der Adulten, Copepodite und Nauplien von 1994 bis 1997.....	80
Abb. 54: <i>Cyclops abyssorum</i> . Abundanz der Entwicklungsstadien der Adulten, Copepodite und Nauplien von 1994 bis 1997.....	80
Abb. 55: Tiefenverteilung der Entwicklungsstadien von <i>Eudiaptomus gracilis</i> von Januar 1995 bis Juni 1996.....	82
Abb. 56: Tiefenverteilung der Entwicklungsstadien von <i>Cyclops abyssorum</i> von Januar 1995 bis Juni 1996.....	83
Abb. 57: Räumlich-zeitliche Verteilung der Copepodite von <i>Eudiaptomus gracilis</i> während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997.	84
Abb. 58: Räumlich-zeitliche Verteilung der Nauplien von <i>Eudiaptomus gracilis</i> während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997.	84
Abb. 59: Räumlich-zeitliche Verteilung der Nauplien von <i>Cyclops abyssorum</i> während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997.	86
Abb. 60: Räumlich-zeitliche Verteilung der Copepodite von <i>Cyclops abyssorum</i> während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997.	86
Abb. 61: Abundanz von <i>Kellicottia longispina</i> . an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997 einschließlich des Anteils der Individuen mit Subitanei.....	88
Abb. 62: Tiefenverteilung von <i>Kellicottia longispina</i> von Januar 1995 bis Juni 1996 an der PS ‚Boje‘.....	89
Abb. 63: Räumlich-zeitliche Verteilung von <i>Kellicottia longispina</i> während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997.....	90
Abb. 64: <i>Filinia terminalis</i> und <i>Kellicottia longispina</i> an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997.....	90
Abb. 65: Tiefenverteilung von <i>Filinia terminalis</i> von Januar 1995 bis Juni 1996 an der PS ‚Boje‘. Probenahme mit der Planktonfalle, Maschenweite 70 µm.....	91
Abb. 66: Räumlich-zeitliche Verteilung von <i>Filinia terminalis</i> während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997.....	92
Abb. 67: Abundanz von <i>Polyarthra dolichoptera</i> von März 1994 bis September 1997 an der Probestelle ‚Boje‘.....	93
Abb. 68: Tiefenverteilung von <i>Polyarthra dolichoptera</i> von Januar 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle ‚Boje‘.....	94
Abb. 69: Räumlich-zeitliche Verteilung von <i>Polyarthra dolichoptera</i> während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997.....	95
Abb. 70: Abundanz von <i>Keratella cochlearis</i> von März 1994 bis September 1997.....	95
Abb. 71: Tiefenverteilung von <i>Keratella cochlearis</i> von Juni 1995 bis Juni 1996 an der PS ‚Boje‘.....	96
Abb. 72: Räumlich-zeitliche Verteilung von <i>Keratella cochlearis</i> während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997.....	97
Abb. 73: Abundanz von <i>Ascomorpha ovalis</i> von März 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.....	97
Abb. 74: Räumlich-zeitliche Tiefenverteilung von <i>Ascomorpha ovalis</i> von Juni 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle ‚Boje‘.....	98

Abb. 75: Räumlich-zeitliche Verteilung von <i>Ascomorpha ovalis</i> während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997.	98
Abb. 76: Räumlich-zeitliche Tiefenverteilung von <i>Keratella quadrata</i> von Juni 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle ‚Boje‘.	99
Abb. 77: Abundanz von <i>D. galeata</i> , <i>D. cucullata</i> und <i>D. galeata x cucullata</i> von Oktober 1993 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.	100
Abb. 78: Tiefenverteilung von <i>Daphnia spp.</i> an der PS ‚Boje‘ von Januar 1995 bis Juni 1996. ...	101
Abb. 79: Abundanz der verschiedenen Daphnien-Taxa während der Tiefenbeprobung an der PS ‚Boje‘ am 14.5.1996.	102
Abb. 80: Abundanz von <i>Daphnia spp.</i> im Transekt in Nord-Süd-Richtung.	102
Abb. 81: Abundanz von <i>Daphnia galeata</i> , <i>Daphnia cucullata</i> und <i>D. galeata x cucullata</i> an der PS ‚Boje‘ am 23./24.7.1997 um 11 Uhr (1), 22 Uhr (2) und 3.30 Uhr (3).	103
Abb. 82: Kohlenstoff-Gehalt in [µg/l] der planktischen Konsumenten (Rotatoria, ‚Cladocera‘ und Copepoda) als Stapeldiagramm in den Jahren 1994 bis 1997.	104
Abb. 83: Kohlenstoff-Gehalt in [µg/l] der herbivoren und carnivoren Konsumenten und des Phytoplanktons (< 30 µm) in den Jahren 1994 bis 1997 (Stapeldiagramm).	104
Abb. 84: Probestellencharakterisierung durch die abiotischen Parameter (Wassertemperatur, Nitrat-N, Silikat-Si, Gesamt- und o-Phosphat und Sichttiefe) mit Hilfe der Partiellen Komponentenanalyse.	107
Abb. 85: Redundanzanalyse (RDA) der Biovolumina der Phytoplanktontaxa von August 1994 bis September 1997.	108
Abb. 86: Wahrscheinlichkeit zwischen mittlerer jährlicher Gesamt-Phosphat-Konzentration und der Trophie eines Sees (verändert nach OECD 1982).	129
Abb. 87: Entwicklung des TSI der drei Parameter Sichttiefe, Gesamt-Phosphat und Chlorophyll in den Untersuchungsjahren 1994 bis 1997.	131
Abb. 88: Jahresposition der Seen im „Koordinatensystem Aufbau/Abbau“ einschließlich der vier Jahrespositionen des Borkener Sees.	133
Abb. 89: Kohlenstoff-Gehalt der kleinen Algenfraktionen und Sichttiefe an der PS ‚Boje‘ von 1994 bis 1997.	150
Abb. 90: Cluster der Übereinstimmung der Rotatorienarten von 13 Seen nach der Methode von WARD (Quadrierte Euklidische Distanzen).	158
Abb. 91: Abundanz von <i>Ascomorpha ovalis</i> und <i>Ceratium hirundinella</i> an der PS ‚Boje‘ von 1994 bis 1997.	166
Abb. 92: Abundanz von <i>Daphnia spp.</i> und <i>Kellicottia longispina</i> an der PS ‚Boje‘ im Zeitraum von 1993 bis 1997.	176
Abb. 93: Kohlenstoff-Konzentration der ‚edible‘ Algen (< 30 µm) und <i>Daphnia spp.</i> von 1995 bis 1997.	177

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Geologische Schichtenfolge der Ablagerungen im Borkener Becken.....	4
Tab. 2:	Meßgeräte und Nachweismethoden.....	10
Tab. 3:	Mittelwerte, Standardabweichung, Variationskoeffizient und Konfidenzintervall fünf ausgezählter Zooplankton-Teilproben.	17
Tab. 4:	Sonnenscheindauer in Stunden für die Untersuchungsjahre 1993 bis 1997, das 1. und 2. Halbjahr und ausgewählte Monate.	21
Tab. 5:	Phasen des Anstieges der Wassertiefe und der Zunahme der Seefläche.	27
Tab. 6:	Jahresmittelwerte und Sommermittelwerte der SECCHI-Sichttiefe an der PS ‚Boje‘.....	28
Tab. 7:	Jährliche Extremtemperaturen, Temperatur im Hypolimnion und Epi- und Metalimnionmächtigkeit an der PS ‚Boje‘.	30
Tab. 8:	Wärmeinhalt, Grenze und Temperatur des unteren Hypolimnions, Sonnenscheindauer und mittlere Windstärke ausgewählter Monate des Borkener Sees an der PS ‚Boje‘.	32
Tab. 9:	Kennwerte des Wärmeinhaltes des Borkener Sees von 1994 bis 1997.	34
Tab. 10:	Sauerstoffparameter an der PS ‚Boje‘.....	37
Tab. 11:	pH-Werte an den drei Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone und der PS ‚Nordbucht‘.....	41
Tab. 12:	Gesamt-Phosphat und o-Phosphat-Konzentration zur Frühjahrszirkulation und im Sommer an der Probestelle ‚Boje‘.	44
Tab. 13:	Nitrat-N-, Nitrit-N- und Ammonium-N-Konzentration an den PS ‚Boje‘ und ‚Nord bucht‘ und den drei PS in der Flachwasserzone (FB).	46
Tab. 14:	Minima und Maxima der Calcium- und Magnesium-Konzentration und der Gesamt härte des Tiefenprofils im November 1993, 1994 und 1995 an der PS ‚Boje‘.	54
Tab. 15:	Mittelwerte und Spitzenwerte der Chlorophyll a-Konzentration [µg/l] in einer Tiefe von 0 – 20 m an der PS ‚Boje‘.....	56
Tab. 16:	Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN zwischen Chlorophyll a und dem Biovo lumen verschiedener Phytoplanktongruppen.....	57
Tab. 17:	Phytoplanktonartenliste mit Habitatangaben.	59
Tab. 18:	Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons des Borkener Sees von 1994 bis 1997. Probe nahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer an der PS ‚Boje‘ (0-20 m).....	61
Tab. 19:	Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen Phytoplankton-Gesamtbio volumen und der kumulierten Sonnenscheindauer von drei bis dreißig Tagen vor der jeweiligen Biovolumenbestimmung	63
Tab. 20:	Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen der Silikat-Konzentration und unterschiedlichen Biovolumina bzw. Zelldichten von Phytoplanktern.	67
Tab. 21:	Zooplanktontaxa der Pelagialprobestelle ‚Boje‘.....	76
Tab. 22:	SPEARMAN-Korrelation zwischen Entwicklungsstadien von <i>Eudiaptomus gracilis</i> und weiteren Parametern.	81
Tab. 23:	SPEARMAN-Korrelation zwischen Entwicklungsstadien von <i>Cyclops abyssorum</i> und weiteren Parametern.	85
Tab. 24:	Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen der Abundanz von <i>Kellicottia</i> <i>longispina</i> und der Zelldichte von Phytoplanktontaxa.	88

Tab. 25: SPEARMAN-Rangkorrelation zwischen der Abundanz von <i>Polyarthra dolichoptera</i> und den Zellzahlen bzw. dem Biovolumen ausgewählter Phytoplanktonfraktionen.....	93
Tab. 26: Vergleich der Kennzahlen des Wärmeinhaltes des Borkener Sees und des Ammersees.	114
Tab. 27: Gegenüberstellung der Parameter Biovolumen, SECCHI-Sichttiefe und euphotische Zone zum Zeitpunkt des metalimnischen Sauerstoff-Maximums von 1994 - 1997.....	118
Tab. 28: Silicium-Konzentration im Borkener See von 1983 bis 1997.....	121
Tab. 29: Nitrat-N-Konzentration des Borkener Sees von 1983 bis 1997.....	123
Tab. 30: Trophieklassifikation der Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a und TP-Konzentration des Borkener Sees nach FORSBERG & RIDING (1980).	130
Tab. 31: Mittelwerte des TSI nach CARLSON (1977) für Sichttiefe, Chlorophyll a und TP-Konzentration für 1994 - 1997.	130
Tab. 32: Koordinaten des Auf- und Abbaues und der Quotienten nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978).	132
Tab. 33: Trophieklassifikation des Phytoplanktonbiovolumens des Borkener Sees nach BRETTUM (1989) und TGL (1982).	135
Tab. 34: Jahresmittel der Phytoplanktonbiomasse des Borkener Sees im Vergleich mit Seen unterschiedlicher Trophiestufe..	153
Tab. 35: Artenzahl, Anzahl gemeinsamer Arten und SÖRENSEN-Index der Zooplankton-Taxa (Rotatorien, Copepoden und ‚Cladoceren‘) von neun Seen.	155
Tab. 36: Anzahl der Rotatorien-Arten, gemeinsame Arten und SÖRENSEN-Index für aus gewählte europäische Gewässer.	157

1 EINLEITUNG

Der Borkener See ist ein anthropogen entstandenes, inzwischen ca. 60 m tiefes Gewässer, das durch das Beenden der Braunkohletagebautätigkeit in der Nähe von Borken (Nassenerfurth) entstanden ist. Die PreussenElektra Aktiengesellschaft (PREAG) erschloß nach dem Ende der Auskohlung von Altenburg IV bei Nassenerfurth kein weiteres großes Tagebaugebiet, so daß die Grube nur zum Teil wieder verkippt werden konnte.

Die Wasserfüllung des Restloches begann 1975 mit Beendigung des Braunkohleabbaues der PREAG. Ab 1976 wurde die Wasserförderung gedrosselt und 1980 gänzlich eingestellt (RAMBOW 1986). Wasserchemische Gutachten (TEICHMANN & SCHMIDT 1984, MEINEL 1987) zum See und den umliegenden Kleingewässern stellten sehr geringe Nährstoffgehalte im See fest. Aufgrund der niedrigen Phosphatmengen des den See speisenden Grundwassers wurde die Entwicklung eines oligotrophen Gewässers unter Voraussetzung der weiteren Speisung mit Grund- und Niederschlagswasser prognostiziert. Demzufolge wurde der ursprüngliche Plan der PREAG, die Grube zusätzlich mit Wasser der am Tagebau entlang fließenden Olmes zu füllen, aufgrund der hohen Phosphatbelastung des Baches nicht umgesetzt. 1984 wurde im östlichen Tagebaubereich eine 89 ha große Fläche, die einen Teil der Wasserfläche einschloß, einstweilig sichergestellt (VO vom 25.10.1984).

Seit Ende der 70er bis Ende der 80er Jahre wurden auf terrestrischen Teilbereichen des ehemaligen Tagebaugeländes landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Meliorierungsmaßnahmen durchgeführt (SCHMEISKY 1982, SCHÖNHUT & SCHRÖDER 1982, WAGNER 1989). Die Rekultivierung der zum Teil stark sulfat-sauren Böden wurde unter anderem mit Hilfe von Kalk und/oder basischen Rückstandsaschen – vor allem im Gebiet des heutigen Nordostufers – unterstützt (SEILER 1990).

Ausführliche wasserchemische und -physikalische Untersuchungen einschließlich der Berechnung der Trendentwicklung für den See folgten in den Jahren 1987 bis 1990 (WESTERMANN 1993).

1990 wurde auf Veranlassung der Oberen Naturschutzbehörde Kassel der „Borkener See“ einschließlich seines kleinräumigen Einzugsgebietes zum „Naturschutzgebiet mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“ ausgewiesen. Ziel dieser Schutzmaßnahme war, das weitgehend geschlossene und extrem nährstoffarme aquatische System mit seinen Uferbereichen und dem Einzugsgebiet als eines der seltensten und gefährdetsten Ökosysteme in Mitteleuropa zu erhalten und zu entwickeln (VO vom 5.12.1990). Da die Erhaltung des oligotrophen Zustandes des Wasserkörpers das vorrangige Ziel darstellte, wurde jegliche Freizeitnutzung auf der Wasserfläche untersagt.

Auf den terrestrischen Flächen des Einzugsgebietes findet seitdem eine extensive Landbewirtschaftung statt. In einigen Bereichen wurden Acker- und Wiesenflächen einer natürlichen Sukzession überlassen und die Entwicklung durch wissenschaftliche Begleituntersuchungen verfolgt (NICOLEI et al. 1991).

Im Rahmen eines Pflegeplan-Gutachtens für das 1990 ausgewiesene Naturschutzgebiet (BOHLE et al. 1993) wurden die Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit dann fortgesetzt. Der endgültige Wasserstand wurde erstmals im Herbst 1995 erreicht, nicht – wie von SCHÖNHUT (1987) berechnet – im Jahr 1992. Im Winter 1995/96 fiel der Wasserstand noch einmal kurzfristig ab und erreichte im Sommer 1996 wieder den endgültigen Wasserspiegel von 177,3 m über NN. Der künstlich gebaute Seeüberlauf auf der Nordseite des Sees führt seitdem das Wasser in die Olmes ab.

Charakteristisch für den Borkener See ist zum einen seine im Verhältnis zur Oberfläche sehr große Tiefe, zum anderen der für einen Braunkohletagebausee ungewöhnliche Chemismus: Trotz der hohen Sulfatkonzentration liegt der pH-Wert im neutralen bis alkalischen Bereich, auch die Konzentration des Gesamt-Phosphates ist auffallend niedrig.

Vor dem Hintergrund des bis 1996 angestiegenen Wasserspiegels fanden Forschungen zum Phyto- und Zooplankton (vorliegende Untersuchung, HEINMÜLLER in BOHLE et al. 1997), zum Makrozoobenthos (SCHNABEL in BOHLE et al. 1997), zu den Aufwuchsdiatomeen (HOFMANN 1996) und den Makrophyten (TRAPP 1995) in dem noch sehr jungen (ca. 23 Jahre) und nährstoffarmen See statt. 1997 wurde die 1996 neu geflutete Flachwasserzone im nördlichen Teilbereich des Sees in die Untersuchung miteinbezogen (BOHLE et al. 1998). Die vorliegende Untersuchung umfaßt den Zeitraum gegen Ende der Wasseranstiegsphase und den Beginn des stagnierenden Wasserspiegels von 1994 bis 1997.

Ziel der Untersuchung war neben der Erfassung der physiko-chemischen Parameter die Ersterfassung des Phyto- und Zooplanktons und die Dokumentation seiner saisonalen Entwicklung und der möglichen Veränderung im Untersuchungszeitraum.

Da die Besiedlung dieses noch jungen Gewässers noch nicht abgeschlossen sein dürfte, war besonders die Besiedlungsstruktur und -zusammensetzung in der Initialphase von Interesse. Die umfassende limnologische Untersuchung kann somit als Ausgangspunkt für ein langfristiges Monitoring des Sees verwendet werden.

Aufgrund der Größe und der morphologischen Differenzierung des Sees wurde neben der zeitlichen Verteilung auch die räumliche – vertikale wie horizontale – Verteilung der Plankter untersucht.

Abschließend werden die Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Parametern betrachtet und der See mit weiteren Braunkohletagebauseen verglichen. Zahlreiche Braunkohletagebauseen (z. B. im Lausitzer Braunkohlerevier) weisen jedoch einen vollständig versauerten Chemismus auf und sind stark von Eisen- und Sulfatredoxreaktionen überprägt (KLAPPER & SCHULTZE 1995).

Planktonuntersuchungen liegen aus den 60er und 70er Jahren vor allem von den Restgewässern des Rheinischen Braunkohletagebaues und des Bornaer Reviers (HERBST 1966, TRAHMS 1972, MÜLLER 1961) vor. In den letzten Jahren wurde die limnologische Untersuchung der zahlreichen im ehemaligen Leipziger und Lausitzer Revier entstandenen Restgewässer intensiviert (u. a. NIXDORF et al. 1998, PACKROFF et al. 1999, RÖNICKE et al. 2001). Eine Datenbank bezüglich wesentlicher abiotischer Parameter wurde durch das vom Umweltbundesamt finanzierte Projekt „Braunkohletagebauseen in Deutschland“ zusammengestellt (HEMM & NIXDORF 2001).

Ausführliche Phyto- und Zooplanktonuntersuchungen liegen bislang jedoch nur von wenigen Seen vor. Daher wurden beim Vergleich des Arteninventars zusätzlich natürlich entstandene Seen des oligo- bis mesotrophen Typus berücksichtigt – z. B. Bodensee, Stechlinsee, Ammersee, Maarseen der Eifel.

Die Bestimmung des trophischen Zustandes des Borkener Sees wurde im Ergebnisteil mit mehreren Verfahren durchgeführt. Diese Methoden wurden ausgewählt, da sie das Aufzeigen einer Entwicklung im Untersuchungszeitraum hinsichtlich der verschiedenen Parameter ermöglichten.

Das umfangreiche Datenmaterial der vorliegenden Arbeit erlaubte weiterhin die multivariate Auswertung mit Hilfe verschiedener Ordinationsverfahren – vor allem die Anwendung direkter Methoden. Ordinationsverfahren wurden von WILLÉN et al. (1990) zur Klärung des Auftretens von Phytoplanktern in nährstoffarmen schwedischen Seen mit Hilfe chemisch-physikalischer Parameter verwendet.

In der vorliegenden Arbeit werden Ordinationsverfahren verwendet, um Veränderungen in der Taxazusammensetzung innerhalb des Untersuchungszeitraumes zu beschreiben.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 GEOGRAPHISCHE LAGE

Der Borkener See gehört naturräumlich zum nördlichen Bereich der Westhessischen Senkenzone und liegt ca. 30 km südwestlich von Kassel (Blatt Borken L 4921, 1:50.000, Rechtswert: 3518840, Hochwert: 5655410). Die Westhessische Senke setzt sich von Norden her aus dem Kasseler Becken, dem Fritzlarer Becken und – im südlichen Anschluß daran – dem Borkener Becken zusammen, das dann über die Tallandschaften der Schwalm, das Amöneburger Becken und Teile des Lahntals zur Wetterau überleitet. Die breite Niederung des Borkener Beckens liegt 180 bis 200 m ü. NN.

Lockere oligozäne und miozäne Sande geben mit ihren rundlichen Kuppen der Landschaft um Borken und Frielendorf ihre weichen Oberflächenformen. Außer den zahlreichen, gut sichtbaren Basaltkuppen zeichnen sich das Fritzlarer und das Borkener Becken durch mehrere Braunkohleflöze aus dem Eozän und Oberoligozän aus. Die Flöze wurden seit Ende des 19. Jahrhunderts bis in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts abgebaut: anfänglich im Tagebau, später auch unter Tage (KLAUSING 1974, PLETSCH 1989).

2.2 GEOLOGIE

Die Geologie des Borkener Beckens und speziell des Untersuchungsgebietes wird durch 140 bis 255 m mächtige tertiäre Sedimente geprägt, die über einem 180 m mächtigen triasischen Untergrund lagern (Tab. 1). Die tertiären Ablagerungen werden von geringmächtigen diluvialen Lößlehmen überdeckt, die oberflächlich entkalkt und verlehmt sind.

Tab. 1: Geologische Schichtenfolge der Ablagerungen im Borkener Becken.

ERDZEITALTER			Schichtenfolge Borken
Alluvium			Lehme, Kiese, Sande
Quartär	Holozän		nicht vorhanden
	Pleistozän		nicht vorhanden
Tertiär	Pliozän		nicht vorhanden
	Miozän		Tone und Sande (40-60 m) Jüngere Braunkohlestufe (fehlt in Borken)
	Oligozän	Oberoligozän	grünlichgelbe glaukonitische Sande (10-15 m)
		Mitteloligozän	Septarienton mit Meeresmuscheln und Kalkknollen (10-30 m)
		Unteroligozän	tonig-sandige Süßwasserablagerungen brackischer Melanienton und Quarzitsande (50 – 100 m)
	Eozän		Ältere Braunkohlestufe

Innerhalb des Tertiärs sind allgemein zwei kohleführende Schichten bekannt. Im Borkener Becken handelt es sich nach STECKHAN (1952) um die im Eozän abgelagerte Braunkohle. Die Älteren Braunkohlenflöze des Eozän lagerten in der Profillinie Nassenerfurth – Stadtwald in einer Tiefe von bis zu 100 m. Die zum Miozän gehörenden Sedimente, die ebenfalls Braunkohleflöze enthalten können, werden als Jüngere Braunkohlestufe bezeichnet und fehlen im Borkener Becken vollständig.

Für die Abbauwürdigkeit der Braunkohlevorkommen war deren Mächtigkeit von 2 bis 15 m und die gute Erreichbarkeit der kohleführenden Schichten, d. h. der teilweise Abbau im Tagebau, entscheidend. Das kohleführende Tertiär hatte in der Nord-Süd-Erstreckung eine Länge von 25 km, die größte West-Ost-Breite betrug bei Borken 6 bis 7 km.

Die über der Braunkohle lagernden Sedimente des Tertiärs wurden jeweils in aufgegebenen Tagebaugebieten abgelagert und zur vollständigen bzw. teilweisen Verfüllung der bis zu 150 m tiefen Abbaugruben verwendet. Dies gilt auch für den Tagebau Altenburg IV, der auf dem Gebiet des heutigen Borkener Sees lag.

Für den Tagebau Altenburg IV liegen keine genauen Angaben über die Zusammensetzung und die Herkunft des verfüllten Abraummateri als vor. Ein großer Anteil bestand aus Innenkippen, die im Tagebau Altenburg IV aus dem über den Kohleflözen lagernden Deckgebirge entstanden waren. Diese Schichten wiesen einen hohen Anteil an knolligen Gipsbestandteilen auf. Der Abraum, der aus anderen Tagebauen verfüllt wurde, bestand ebenfalls überwiegend aus Deckgebirge mit Gipseinlagerungen. Die Gipsknollen befanden sich vor allem in dem 25 m mächtigen weißblauen Ton, der unter dem Melanienton lagerte.

Die Einlagerung von Kraftwerksasche betraf den Zeitraum vor dem Einbau der Rauchgasentschwefelungsanlage im Kraftwerk der PREAG, so daß angenommen wird, daß dieses Material keine hohen Schwefelgehalte besaß. (mündl. Mitteilung Herr Horst SCHÖNHUT, ehemals PREAG).

Da die Qualität des tertiären Abraumes jedoch maßgeblich die Wasserqualität des anschließend entstehenden Gewässers beeinflussen kann, soll an dieser Stelle auf die Zusammensetzung der tertiären Schichtenfolge näher eingegangen werden.

Die im Borkener Becken abgelagerte tertiäre Schichtenfolge umfaßt das Miozän mit 40 bis 60 m mächtigen Tonen und Sanden. Die darunterliegende Schicht des Oberoligozäns enthält überwiegend grünlichgelbe glaukonitische Meersande, die eine Mächtigkeit von 10 bis 15 m aufweisen. Das Mitteloligozän besteht aus einer 10 bis 30 m mächtigen Folge dunklen, grünlichen Tones mit Meeresmuscheln (*Leda Deshayesiana*) und Kalkknollen (Septarienton). Desweiteren sind hier bis zu 20 m mächtige Kalklagen zu finden.

Das Unteroligozän besteht aus Tonschichten (Melanienton) mit einem hohen Kalkgehalt und Muscheln und Schnecken (*Melania*, *Cyrena*, *Melanoides*) aus einer limnisch-brackischen Ablagerungsphase. Diese Fazies liegt diskordant über den kohleführenden Schichten des Eozäns (RITZKOWSKI 1965).

Außerordentlich kalkhaltige Fazies, die für die chemisch-physikalischen Bedingungen des Borkener Sees verantwortlich sein könnten, sind demzufolge der Septarienton des Mitteloligozäns und der Melanienton des Unteroligozäns. Desweiteren lag über dem Braunkohleflöz eine 30 bis 35 m mächtige Tonschicht mit einem SiO_2 -Gehalt von ca. 50 bis 52 % (SCHRÖDER 1982). In den darüberliegenden oligozänen Sand- und Tonschichten des Deckgebirges befanden sich fein verteilte Pyritknollen, die für den hohen Sulfatgehalt des Borkener Sees verantwortlich sein dürften.

Überprägt ist die Schichtenfolge im Borkener Becken – besonders im Bereich des Blumenhains östlich des Borkener Sees, des Borkener Stadtwaldes und der südlicheren Berge – durch zahlreiche Verwerfungen und Basaltergüsse, die an die Grenze Miozän/Pliozän datiert werden.

2.3 PHYSIOGRAPHIE UND HYDROLOGIE

Mit dem Erreichen des endgültigen Wasserstandes im Jahr 1996 liegt der Endwasserpegel des Borkener Sees 177,3 m über NN. Das Volumen beträgt bei maximaler Füllung 35 Mio. m^3 Wasser.

Der Borkener See wurde und wird von Wasserzuflüssen aus dem Einzugsgebiet, Niederschlagswasser und Grundwasser gespeist.

Die Längsachse des Sees liegt in Nord-Süd-Richtung. Er ist bis zu 1,690 km lang und 1,051 km breit. Der Borkener See hat zum Zeitpunkt der maximalen Füllung eine Oberfläche von 1,4 km^2 . Das direkte Einzugsgebiet ist – verglichen mit anderen Seen – mit 2,42 km^2 relativ klein. Der Umgebungsfaktor, der das Verhältnis von Einzugsgebiet zu Seeoberfläche angibt, beträgt 1,8.

Die maximale Tiefe zum Zeitpunkt der maximalen Füllung, die für Mitte der 90er Jahre vorgesehen war, sollte 52,5 m betragen. Bei einer Echolotbefahrung des gesamten Sees wurde 1995 eine maximale Tiefe von 54 m festgestellt (BOHLE et al. 1997). Vermutlich führten nicht kalkulierbare Unterwasserrutschungen zu dieser Diskrepanz. Die mittlere Wassertiefe, die sich aus dem Quotient von Wasservolumen und Wasseroberfläche berechnet (HUTCHINSON 1967), liegt bei einer Tiefe von 25 m.

Im Rahmen von Pflegemaßnahmen wurde im Nordteil des Sees eine Flachwasserzone angelegt, die nach dem Erreichen des endgültigen Wasserstandes eine Wassertiefe von 10 bis 50 cm aufweist. Um Nährstoffeinträge aus den vorher landwirtschaftlich genutzten Flächen in den See zu verhindern, wurde der Mutterboden um die spätere Flachwasserzone zuvor abgetragen.

2.4 LAGE DER PROBESTELLEN

Die Lage der Probestellen im Borkener See zeigt Abb. 1. Die Parameter, die an den verschiedenen Probestellen untersucht wurden, sind im einzelnen im Anhang 1 aufgeführt.

Für die Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons einschließlich der wasserchemischen und wasserphysikalischen Untersuchung wurde eine zentrale Probestelle an der Boje gewählt (PS „Boje“), die an der tiefsten Stelle des Sees verankert worden war. Zu Beginn der Untersuchung Ende 1993 betrug die Tiefe an dieser Stelle 50 m. Die Echolotuntersuchung Ende 1995 ergab, daß sich die tiefste Stelle des Sees inzwischen mit 54 m südlich der Boje befand (BOHLE et al. 1997).

1994 wurden zum Vergleich mit der PS „Boje“ zwei weitere Probestellen für die Phyto- und Zooplanktonuntersuchung an acht Terminen beprobt, eine davon im Norden (PS „Nord“) und die zweite in unmittelbarer Nähe eines überfluteten Birkenwäldchens im Süden (PS „Süd“). Beide Probestellen wiesen eine Mindesttiefe von 20 m auf. Der Seeboden an allen drei Probestellen war nicht mit Makrophyten bewachsen. Die Beprobungstiefe betrug 0-20 m, an den PS „Boje“ zusätzlich für bestimmte Parameter 0-10 m.

In den Jahren 1996 und 1997 wurde zusätzlich zur PS „Boje“ eine weitere Probestelle (PS „Nordbucht“) monatlich für Phytoplankton, Zooplankton und wichtige wasserchemische und -physikalische Parameter beprobt, die sich im Pelagialbereich in der Nähe der Flachwasserzone befand. Der Seeboden lag dort bei ca. 12-15 m. Die Probenahme erfolgte demzufolge nur in der Tiefe von 0-10 m.

Für eine Überprüfung der Phosphat-Verteilung im Litoralbereich des Borkener Sees wurden am 18.7.1996 zusätzlich zu den PS „Boje“ und „Nordbucht“ litoralnahe Probestellen für Gesamt- und o-Phosphat ausgewählt. Die sieben Probestellen (LP 1 bis LP 7) lagen verteilt im Uferbereich des Sees. Die Probenahme erfolgte in einer Tiefe von 0,5 m.

Zur Abschätzung der Primärproduktion wurde an der PS „Boje“ die indirekte Methode mittels der Chlorophyll a-Bestimmung verwendet. Dazu wurden im August 1996 neben der PS „Boje“ drei in Ufernähe gelegene Probestellen beprobt, die eine Mindesttiefe von 20 m aufwiesen (C 1 bis C 3). Bei diesen Probestellen war – wie an der PS „Boje“ – der Seeboden nicht mit Makrophyten bewachsen.

Die neu geflutete Flachwasserzone wurde 1997 neben den zwei Freiwasserprobestellen „Boje“ und „Nordbucht“ mit drei Probestellen untersucht. Die Probestellen der Flachwasserzone lagen jeweils in zunehmender Entfernung von der Verbindungsstelle zum Freiwasser des Sees (Abb. 1). Probestelle 1 (PS 1) lag ca. 80 m nordöstlich der PS „Nordbucht“ neben einem kleinen Thypha-Bestand. Die Probestelle 2 (PS 2) befand sich wiederum nordöstlich der PS 1 und wies keinen Makrophytenbewuchs auf. Die Probestelle 3 (PS 3) lag im nordöstlichsten Bereich der Flachwasserzone innerhalb eines zu Beginn des Jahres 1997 noch schütterten Juncus-Bestandes.

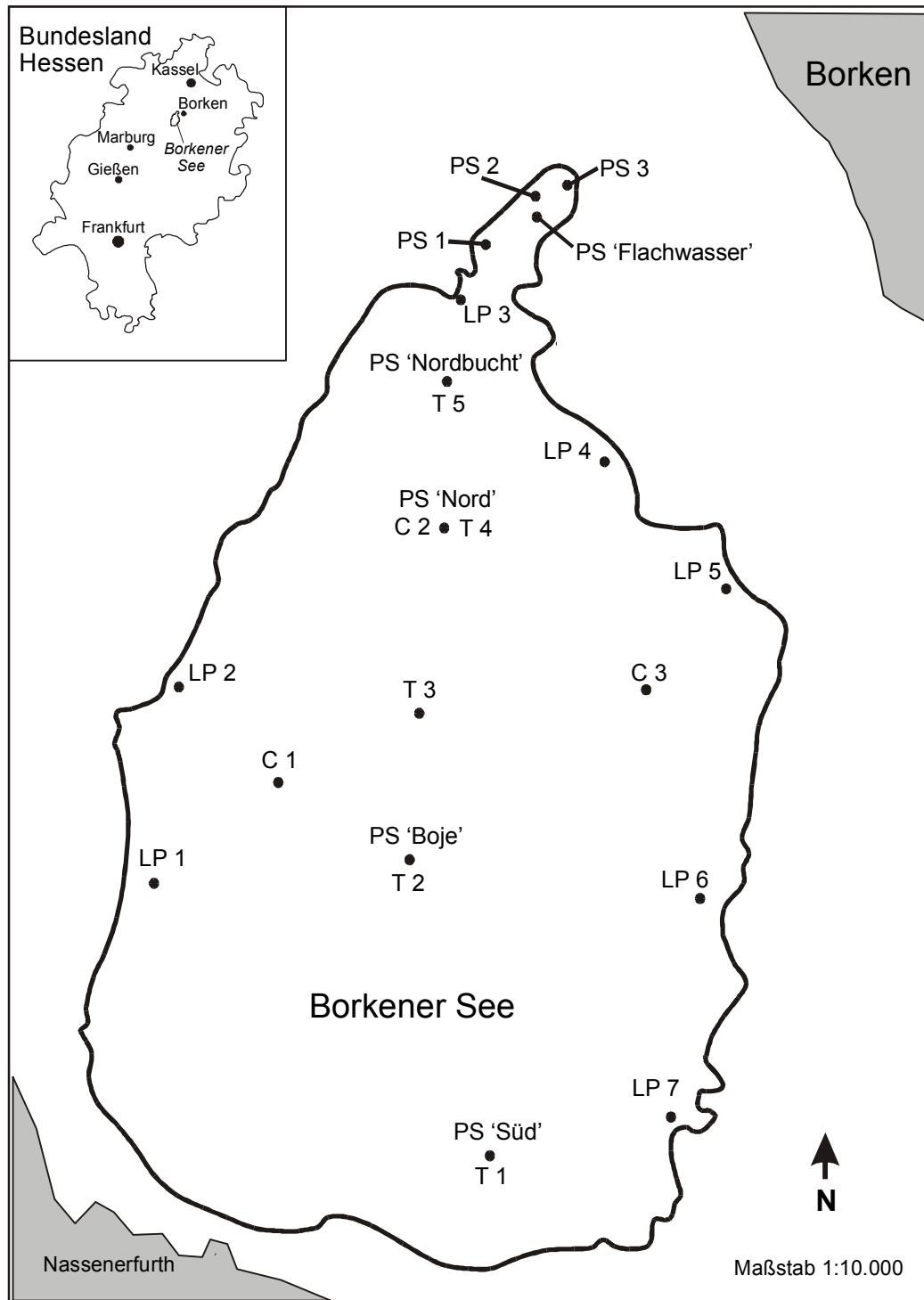


Abb. 1: Lage der Probestellen der wasserchemischen Untersuchung, der Probenahmen für G-Phosphat und o-Phosphat im Litoralbereich (LP 1 bis LP 7), der Zusatzproben für Chlorophyll 1996 (C 1 bis C 3) und der Probestellen für Phyto- und Zooplankton (,Flachwasser', ,Nord', ,Süd', ,Boje', ,Nordbucht'). T 1 bis T 5 sind die PS der Transektbeprobung. Karte verändert nach Entwurf des Landesvermessungsamtes 1996. Maßstab 1 : 10.000.

3 METHODIK

3.1 KLIMA

Für die Beschreibung der klimatischen Bedingungen wurden Daten der Klimastation Kassel und der Wetterstation Bad Wildungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Offenbach herangezogen. Die Rohdaten wurden graphisch dargestellt und im Hinblick auf die wasserphysikalischen Ergebnisse interpretiert.

3.1.1 Sonnenscheindauer, Lufttemperatur und Niederschlag

Für die Charakterisierung der Sonnenscheindauer wurden die täglichen Sonnenscheinstunden zu mehrtägigen bzw. zu Monatssummen addiert (Abb. 2 und 3).

Die Lufttemperatur lag täglich für drei Meßzeitpunkte (7.00 Uhr, 14.00 Uhr, 21.00 Uhr) vor. Für die Abb. 4 wurden die Tagesmittelwerte ermittelt und aufgetragen.

Die täglichen Niederschlagsmessungen des DWD wurden zu monatlichen Niederschlagssummen addiert und für die Abb. 6 verwendet.

3.1.2 Windverhältnisse

Die Verteilung des Planktons über die Seefläche könnte wesentlich von der Windrichtung und Windstärke bestimmt worden sein. Die Meßdaten für Kassel und Bad Wildungen wurden deshalb auf den Borkener See übertragen. Die Windrichtung wird in einer 32-teiligen Windrose angegeben und die Windstärke entspricht der erweiterten 17-stufigen BEAUFORT-Skala (Anhang 6). Da die Windstärke am Borkener See regelmäßig gegen Mittag auffrischte und nachmittags wieder abflaute, wurden die mittäglichen Werte zur Berechnung der 14-tägigen Mittelwerte verwendet und in der Abb. 5 graphisch dargestellt.

3.2 ABIOTIK

3.2.1 Probenahme und Bestimmung

Die Proben wurden mit einem RUTTNER-Schöpfer an der zur Zeit der Probenahme tiefsten bekannten Stelle (Boje, 50 m, Abb. 1) entnommen. Die Meßverfahren sind in Tab. 2 aufgeführt.

Die Probenahmen für die wasserchemischen Untersuchungen fanden von August 1993 bis Januar 1996 in monatlichen Abständen statt. 1996 und 1997 wurden von April bis September fünf Vertikalprofile gemessen (Temperatur, Leitwert, Sauerstoff, o-Phosphat, G-Phosphat, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat).

Von Mitte 1993 bis Anfang 1994 wurden folgende Parameter an Ort und Stelle im Abstand von 2 Metern vertikal ermittelt: Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Leitwert. In den darauffolgenden Jahren 1994, 1995, 1996 und 1997 wurden zehn Proben (0 m, 4 m, 8 m, 10 m, 16 m, 24 m, 28 m, 36 m, 44 m und über Grund) je Vertikalprofil entnommen. Vor allem im Sommer während der Stagnationsphase wurden aus bestimmten Tiefen (z. B. Sprungschicht bei 9 m) zusätzliche Proben gezogen. Die Messung während der winterlichen Probenahmen erfolgte wegen der vorangegangenen Vollzirkulation in größeren vertikalen Abständen. Zum Vergleich wurden zusätzlich zu der Probenahme mit dem RUTTNER-Schöpfer in den Jahren 1996 und 1997 aus den Tiefen 0-10 m (PS ‚Nordbucht‘) und 0-20 m (PS ‚Boje‘) integrierte Schöpferproben (SCHRÖDER-Schöpfer, Fa. Züllig – Chur) auf ausgewählte Parameter (TP, SRP, Nitrat, Nitrit, Silikat) untersucht.

Tab. 2: Meßgeräte und Nachweismethoden (NWG = Nachweisgrenze).

PARAMETER	MEßGERÄT bzw. NACHWEISMETHODE
Wassertemperatur	Hg-Thermometer, Temperaturfühler Oximeter Oxi 96 der Fa. WTW
pH-Wert	Digital pH-Meter 646 der Fa. KNICK
Elektrische Leitfähigkeit	Meßgerät LF 90 der Fa. WTW (Referenztemperatur 25 °C)
Sauerstoff	Oximeter Oxi 96 der Fa. WTW
Ammonium/NH ₄ -N	AutoAnalyzer Colorimeter der Fa. TECHNICON, NWG 10 µg/l
Nitrat/NO ₃ -N	AutoAnalyzer der Fa. TECHNICON, NWG 0,05 mg/l
Nitrit/NO ₂ -N	AutoAnalyzer der Fa. Technicon, NWG 10 µg/l
Ortho-Phosphat/PO ₄ -P (SRP)	AutoAnalyzer der Fa. TECHNICON, NWG 10 µg/l, ab August 1995 5 µg/l
Gesamt-Phosphat/PO ₄ -P (TP)	AutoAnalyzer der Fa. TECHNICON, NWG 10 µg/l, ab August 1995 5 µg/l
Silicium-Si	AutoAnalyzer der Fa. TECHNICON, NWG 150 µg/l
Gesamthärte	Titrimetrie, Reagenzien der Fa. MERCK (SCHWOERBEL 1994)
Freies CO ₂	Titrimetrie, nach SCHWOERBEL (1994)
Calcium	Titrimetrie, Reagenzien der Fa. MERCK (SCHWOERBEL 1994)
Magnesium	Differenzberechnung nach DIN 38406, Teil 3, DEV
Chlorid	Titrimetrie, DIN 38405, Teil 1, DEV
Säurebindungsvermögen	Titrimetrie, nach SCHWOERBEL (1994)
Sichttiefe	SECCHI-Scheibe (Durchmesser 18,5 cm)

Die Litoralprobestellen für die Gesamt- und ortho-Phosphat-Messung 1996 und 1997 sind gesondert in Abb. 1 ausgewiesen.

Die veränderte Auswahl der Standardlösungen ermöglichte ab Sommer 1995 das Herabsetzen der Nachweisgrenze für Phosphat von 10 µg/l auf 5 µg/l. Für die Berechnung von Mittelwerten u. a. wurde bei Werten, die unter 5 bzw. 10 µg/l lagen, der Maximalwert von 5 oder 10 µg/l angenommen, so daß die erhaltenen Ergebnisse in diesen Fällen als die maximal möglichen angesehen werden müssen. Auf zu niedrige Nachweisgrenzen haben auch LEGER & RINNE (1985) hingewiesen und sind nach einer Versuchsreihe davon ausgegangen, daß der Grenzwert für die Bestimmung für Phosphat bei 5 µg/l liegt.

Freies Kohlendioxid und Säurebindungsvermögen wurden 1994 und 1995 im Vertikalprofil im Boot an Ort und Stelle bestimmt.

Die Calcium-, Magnesium- und Gesamthärte-Konzentrationen wurden nach der Probenahme nach SCHWOERBEL (1994) im Labor bestimmt. Die Bestimmung der weiteren Parameter (Gesamt-Phosphat Ortho-Phosphat, Ammonium-N, Nitrat-N, Nitrit-N, Silikat, Sulfat, Chlorid) erfolgte nach einem kurzzeitigen Einfrieren der Proben auch im Labor.

3.2.2 Auswertung

Für die Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 4.3 wurden die Werte der regelmäßig beprobten Tiefenstufen einschließlich der interpolierten Werte für die Tiefenstufen 20 m, 32 m und 40 m gemittelt. Damit wurde bis auf die Tiefenstufe von 10 m ein gleichmäßiger Abstand von 4 m zur Berechnung erzielt. Zusammengefaßt wurden dann für die Abbildungen Nitrat (Abb. 23) und Silikat (Abb. 30) die Tiefenbereiche von 0 bis 20 m und von 20 bis 50 m.

3.2.3 Wärmeinhaltsberechnung

Zur Berechnung des Wärmeinhaltes wurde auf die Seespiegelhöhe über NN und die Uferlinienvermessung der PREAG AG – heute EON AG – im Zeitraum des Wasserspiegelanstieges bis 1995 zurückgegriffen. Die Seespiegelfläche der einzelnen Jahre wurde an Hand geometrischer Formen abgeschätzt und durch lineare Interpolation die Flächen pro Höhenmeter ermittelt. Die derart berechnete Endfläche bei Erreichen des endgültigen Wasserstandes betrug 1,346 km². Dies bedeutet lediglich eine Differenz von 0,004 km² im Vergleich zu der von SCHÖNHUT (1987) angegebenen Seefläche von 1,35 km². Der Energieinhalt wurde mit Hilfe der Wassertemperatur aus den verschiedenen Tiefen nach der Formel aus SCHWOERBEL (1993) berechnet:

$$\text{Wärmeinhalt} = \int_0^{z \text{ max}} T(z) C_p(z) P(z) A(z) d(z)$$

P (z) = Dichte H₂O in der Tiefe z, T (z) mittlere Temperatur in der Tiefe z, C_p (z) spezifische Wärmekapazität in z, A (z) Isobathenfläche in Z, d (z) Schichtdicke

3.3 CHLOROPHYLL

3.3.1 Probenahme und Bestimmung

Für die Chlorophyllbestimmung wurden monatlich – von Juni bis September zweimal pro Monat – jeweils 2 mal 2 Liter Seewasser aus der Tiefe von 0-20 m (1994 bis 1997: PS ‚Boje‘, 1994: PS Süd‘ und PS ‚Nord‘, 1.8.1996: fünf ufernahe Pelagialprobestellen) bzw. 0-10 m (1997: PS ‚Nordbucht‘) mit dem summierenden Schöpfer nach SCHRÖDER (1969) der Fa. ZÜLLIG (Chur) entnommen (Fassungsvermögen 40 cm³ Wasser pro Meter).

Für die Probenahmen am 7.10.1993 und am 28.3.1994 wurden jeweils 500 ml Seewasser aus unterschiedlichen Tiefen mit dem RUTTNER-Schöpfer (SCHWOERBEL 1994) entnommen und zu einer Mischprobe zusammengeführt.

Die Proben wurden während des Transportes vor Licht geschützt und im Labor im Dunkeln filtriert. Die Filtrate wurden mit Filter bei –20 °C kurzzeitig eingefroren und der Chlorophyllgehalt zu einem späteren Zeitpunkt bestimmt. LENZ & FRITSCH (1980) wiesen durch Parallelproben nach, daß durch ein Einfrieren keine signifikante Veränderung der Chlorophyll-Konzentration stattfindet.

Von 1993 bis Mitte 1994 wurde die Chlorophyll-Bestimmung nach der Methode von HOLDEN (1976) durchgeführt, bei der Membranfilter (Cellulose-Acetat-Filter Porenweite 0,65 µm) zur Filtration und Methanol als Extraktionsmittel verwendet werden.

Dieses Verfahren ermöglicht, bei der Berechnung der Chlorophyll a-Gehalte die Überlappung im Absorptionsspektrum von Chlorophyll a (665) und Chlorophyll b (650) zu berücksichtigen. Dazu wird die Extinktion des Extraktes bei 665 nm und 650 nm gemessen und der Gehalt an Chlorophyll a nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Chlorophyll a } [\mu\text{g/l}] = (16,5 * \text{Extinktion } 665 - 8,3 * \text{Extinktion } 650) * v / V / l$$

v = Methanolvolumen, V = Gesamtvolumen Seewasser, l = Lichtweg durch Küvette.

Um Vergleichsmöglichkeiten mit anderen Untersuchungen zu bieten, wurden ab Oktober 1994 die Proben nach der Methode des DEUTSCHEN EINHEITSVERFAHRENS (DEV, 1996) DIN 38412, Teil 16 (Glasfaserfilter Nr. 6, Fa. SCHLEICHER & SCHÜLL) aufbereitet. Von Oktober 1994 bis März 1995 wurden beide Verfahren für die PS ‚Boje‘ parallel angewandt. Die Bestimmung der Absorption erfolgte mit dem Photometer PMQ III der Fa. ZEISS.

3.3.2 Methodenkritische Bemerkungen

Aufgrund der niedrigen Chlorophyll-Konzentrationen bewegte sich die Absorptionsmessung nahe der Nachweisgrenze des Gerätes. Dies hatte zur Folge, daß sich unter Einbeziehung der Absorptionswerte der angesäuerten Proben in einigen Fällen negative Ergebnisse ergaben. Daher wurden alle Proben zwar auch angesäuert gemessen, jedoch bei der Berechnung nur

die Meßwerte der nicht angesäuerten Proben verwendet. Demzufolge enthalten die Chlorophyllwerte noch einen Phaeopigmentanteil. Durch dieses Berechnungsverfahren können die erhaltenen Chlorophyllwerte bei einem hohen Phaeopigmentanteil im Phytoplankton, d.h. bei einem hohen Anteil nicht mehr aktiver Zellen, überhöht sein.

3.4 PHYTOPLANKTON

3.4.1 Probenahme

Es wurden qualitative, halbquantitative und quantitative Probenahmen durchgeführt. Die qualitativen Netzproben wurden von August 1993 bis September 1997 monatlich im Bereich zwischen der Boje und dem südlichem Seeufer oder an der Probestelle ‚Boje‘ als Vertikalhol aus einer Tiefe von ca. 15 bis 20 m entnommen (Maschenweite 25 µm).

Für die halbquantitative Probenahme wurden von August 1993 bis November 1994 parallel zur qualitativen Probenahme an der PS ‚Boje‘ Proben mit einem Planktonnetz der Maschenweite 25 µm vertikal entnommen (jeweils drei Netzzüge von 0-20 m).

Zusätzlich wurde für die quantitative Probenahme, da die Dichte des Phytoplanktons gering war, im Oktober 1993 eine Planktonpumpe eingesetzt. Die Probenahme mit dieser Flügelpumpe erfolgte am 26.10.1993, 26.11.1993 und 27.1.1994 an der PS ‚Boje‘. Es wurden aus fünf Tiefen (0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m) jeweils 100 Liter Seewasser gepumpt und durch ein Planktonnetz (Maschenweite 25 µm) filtriert.

Ab dem 28.3.1994 wurden die Phytoplanktonproben mit einem Planktonnetz nach APSTEIN (Fa. HYDROBIOS) für halbquantitative Fänge genommen, dessen Kunststoffaufsatz turbulente Strömungen beim Herausziehen des Netzes verhindern soll. Es erfolgten pro Probestelle (PS ‚Boje‘, PS ‚Nord‘, PS ‚Süd‘) zwei bzw. drei Netzzüge aus 20 m Tiefe. Die Netzmethode schien im Borkener See einsetzbar, da das Phytoplankton aufgrund der geringen Dichte auch bei einem Netzzug aus 20 m Tiefe die Netzporen nur mäßig zusetzte.

Um die Vergleichbarkeit mit anderen Literaturdaten zu ermöglichen, wurden die quantitativen Proben seit dem 27.5.1994 monatlich – von Juni bis September zweimal pro Monat – von 0 bis 20 m Tiefe mit dem summierenden Schöpfer nach SCHRÖDER (1969, Fa. ZÜLLIG, Chur) entnommen.

Um einen Vergleich zwischen den Proben der verschiedenen Jahre zu ermöglichen, wurde schon zu Beginn der Untersuchung eine Beprobungstiefe von 0-20 m gewählt, so daß auch bei einer eventuellen Zunahme der Sichttiefe die gesamte euphotische Zone mit dem summierenden Schöpfer erfaßt werden würde.

3.4.2 Konservierung und Bestimmung

Die Fixierung des Phytoplanktons erfolgte mit Lugolscher Lösung unter Essigsäurezusatz (UTERMÖHL 1958).

Die Taxonomie der Dinophyceen folgt der Nomenklatur von HUBER-PESTALOZZI (1968), die der Bacillariophyceen der Nomenklatur von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). Die Korrekturen von ELBRÄCHTER (1993) zur *Diplopsalis*-Gruppe wurden berücksichtigt. Zur Bestimmung wurde die im Folgenden angegebene Literatur verwendet.

- Bacillariophyceae: HUSTEDT (1930), KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986), KLEE (1987)
Chlorophyceae: RABENHORST (1937), Ettl & GÄRTNER (1988), HINDÁK (1962), KOMÁREK & FOTT (1983)
Chrysophyceae: STARMACH (1985), HUBER-PESTALOZZI (1941)
Cryptophyceae: HUBER-PESTALOZZI (1968)
Cyanophyceae: GEITLER (1925), ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988)
Dinophyceae: POPOVSKY & PFIESTER (1990), HUBER-PESTALOZZI (1968)
Euglenophyceae: HUBER-PESTALOZZI (1955)

3.4.3 Auszählung

Das konservierte Phytoplankton der Netz- und Schöpferproben wurde in Verbundkammern verschiedener Größen (12,66 ml, 28,94 ml, 56,7 ml) abgesetzt und mit dem umgekehrten Mikroskop (DIAVERT) der Fa. LEITZ, später mit dem AXIOVERT der Fa. ZEISS nach dem UTERMÖHLschen Zählverfahren (1958) ausgezählt. Größere Formen wurden bei 100-facher bzw. 160-facher Vergrößerung (Kammergröße 28,94 ml oder 56,7 ml) vollständig, kleine Formen bei 320-facher bzw. 400-facher Vergrößerung (Kammergröße 12,66 ml oder 28,94 ml) auf mindestens 1,18 % der Gesamtfläche der Absetzkammer als Teilprobe ausgezählt.

Zur Kontrolle der Dichte größerer Phytoplankter – überwiegend Dinophyceen – wurden ab Juni 1995 *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei* und *Gymnodinium spec.* zusätzlich in den für das Zooplankton entnommenen Netzproben ausgezählt und ausgewertet.

3.4.4 Biovolumenberechnung

Die Berechnung des Gesamtbiovolumens aus den Einzelbiovolumina wurde überwiegend auf der Grundlage eigener Vermessungen und Berechnungen durchgeführt. Zur Berechnung wurden die Formeln von ROTT (1981) verwendet. Da die Centrales der Bacillariophyceen während der quantitativen Zählung im Phasenkontrast nicht näher bestimmt werden konnten, wurden sie größenmäßig gezählt und deren Biovolumen getrennt berechnet.

Die Biovolumina einzelner, seltener Arten wurden aus folgenden Quellen übernommen: INSTITUT für WASSERWIRTSCHAFT (1982), KÜMMERLIN & BÜRGI (1989), KÜMMERLIN (unveröff.), SCHWOERBEL (1994), TREMEL (1993), WETZEL (1983). Einige Angaben der genannten Quellen sind Eigenberechnungen der jeweiligen Autoren, andere beziehen sich auf die von NAUWERCK (1963) berechneten Biovolumina der Phytoplankter im See Erken.

Das Gesamtbiovolumen wurde durch Multiplikation der Zellzahlen der Arten pro Volumeneinheit mit dem jeweiligen Biovolumen der Art errechnet. Grundlage dieser Berechnung waren die in Anhang 9 aufgeführten Artbiovolumina.

Kleine Phytoplankter ($<10\text{ }\mu\text{m}$), die nicht bis auf die Art bestimmbar waren, wurden gezählt und als μ -Alge aufgeführt.

Für die Darstellung des Nanoplanktonanteils am Gesamtphytoplanktonbiovolumen in Abb. 36 wurden die Arten mit Zellgrößen unter $20\text{ }\mu\text{m}$ als Nanoplankton (einschließlich der μ -Algen) zusammengefaßt.

Die Berechnung des Gesamtbiovolumens wurde sowohl für die Netz- als auch für die Proben, die mit dem summierenden Schöpfer entnommen wurden (30.8.1994 bis 30.9.1997), vorgenommen. Die halbquantitativen Proben des 1. Halbjahres 1994 wurden für die Trophieindikation jedoch ausdrücklich gekennzeichnet.

Von einigen Autoren wird das Biovolumen mit Hilfe der angenommenen Dichte der Phytoplankter von 1,02 in Biomasse umgerechnet. Auf eine Umrechnung der Daten wurde hier verzichtet, da dies keine weiteren Erkenntnisse bringen würde. Stattdessen wurde die Umrechnung des Biovolumens in Kohlenstoff vorgenommen, um die Vergleichbarkeit mit den Kohlenstoffgehalten der Zooplankter zu ermöglichen (Kap. 4.6.4).

3.4.5 Methodenkritische Bemerkung

Die halbquantitativen Phytoplanktonproben sind anfänglich mit einem Netz der Maschenweite $25\text{ }\mu\text{m}$ genommen worden. Diese Maschenweite kann nachteilig sein, wenn die kleinen Maschen sehr schnell zugesetzt werden und kein gleichmäßiger Durchlauf mehr stattfinden kann. Da jedoch die Netzmethode eine genauere Abschätzung der seltenen, größeren Phytoplankter ($> 50\text{ }\mu\text{m}$) gewährleistet, wurde das Verfahren probeweise angewandt.

Für drei Probetermine an der PS ‚Boje‘ (26.9.1994, 17.10.1994, 2.11.1994), an denen gleichzeitig Auswertungen der Netzproben sowie der summierten Proben von 0–20 m mit dem Schöpfer vorliegen, konnte festgestellt werden, daß die Abweichung durchschnittlich $89.500\text{ }\mu\text{m}^3/\text{l}$ betrug, dies sind ca. 54 % des Biovolumens. Auf eine Angleichung der Daten wurde verzichtet, da die Ergebnisse der Netzproben nicht zu allen Probeterminen höher lagen als die der Schöpferproben. In der Abb. 36 wurde der Methodenwechsel der Probenahme gekennzeichnet.

3.5 ZOOPLANKTON

3.5.1 Probenahme

Die Zooplanktonprobenahmen erfolgten an der Probestelle ‚Boje‘ von August 1993 bis Januar 1994 in monatlichen Abständen als Vertikalhol aus einer Tiefe von 0 - 20 m. Für die Probetermine am 27.9.1996, 19.8.1996, und 30.9.1997 wurden zusätzlich in größeren Tiefen (20-35 m, 35-45 m) Proben mit dem Schließnetz entnommen. Da der vertikale Aufenthalt einiger Zooplankton-Arten in Abhängigkeit von der Tageszeit variiert, erfolgte die Probenahme im Zeitraum zwischen 11.00 bis 14.30 Uhr.

Ein Überblick über die Probenahmezeitpunkte findet sich in Anhang 1.

Die qualitative Probenahme erfolgte mit Hilfe eines Planktonnetzes (Maschenweite 60 μm) zusätzlich zu jeder quantitativen bzw. halbquantitativen Probenahme.

Von Mai 1994 bis September 1997 wurden die Proben monatlich an der PS ‚Boje‘ mit einem Netz (80 μm) für halbquantitative Fänge – mit Kunststoffaufsatz zur Vermeidung turbulenter Strömungen – nach APSTEIN (Fa. HYDROBIOS) mit jeweils zwei bzw. drei vertikalen Netzen entnommen. Von Juni bis Oktober 1994 wurden pro Monat drei Probestellen im See (PS ‚Boje‘, PS ‚Nord‘, PS ‚Süd‘) beprobt. Am 23./24.7.1997 wurde eine Transektuntersuchung mit fünf Probestellen im Verlauf der Längsachse des Sees durchgeführt (Abb. 1).

Da die Besiedlungsdichte im Borkener See relativ gering war, wurde die quantitative Probenahme an wenigen Terminen zu Beginn der Untersuchung 1993 mit einer Planktonpumpe (Flügelpumpe) durchgeführt. Dazu wurden jeweils 100 Liter Wasser aus verschiedenen Tiefen (0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m) gepumpt und durch ein Planktonnetz (80 μm) filtriert.

Um über die Tiefenverteilung des Zooplanktons Aufschluß zu erhalten, wurden von Januar 1994 bis Juni 1996 (15 Probetermine) an der PS ‚Boje‘ monatlich quantitative Proben mit einer Planktonfalle in Anlehnung an den SCHINDLER-PATALAS-Schöpfer (SCHWOERBEL 1994, 11 Liter Fassungsvermögen, Maschenweite 70 μm) entnommen. Die Probenahme erfolgte meterweise von der Oberfläche bis in 20 m Tiefe. Die Tiefenstufen 0-5 m, 6-10 m, 11-15 m und 16-20 m wurden jeweils zusammengefaßt und zu einer Mischprobe vereinigt. Am 14.5.1996 wurde die Beprobung um die Tiefen 25 m und 30 m erweitert, um auch die Abundanzen in größeren Tiefen abschätzen zu können.

3.5.2 Auszählung und Auswertung

Das quantitative Auszählen der Proben vom 26.10.1993, 26.11.1993 und 27.1.1994 erfolgte mittels einer eigens angefertigten Mäanderkammer. Dabei wurden sämtliche Organismen der Proben ausgezählt, um auch Arten oder Entwicklungsstadien (z.B. adulte Copepoden) mit geringen Abundanzen zu erfassen.

Die anschließenden Proben von 1994 bis 1997 wurden als Teilproben mit dem inversen Mikroskop (DIAVERT) der Fa. LEITZ und dem Zählkammerverfahren nach UTERMÖHL (1958) bei 100- bzw. 200facher Vergrößerung ausgezählt. Adulte Copepoden und Daphnien wurden soweit möglich in der Gesamtprobe gezählt. Die Auszählung hoher Individuendichten einzelner Arten (*Kellicottia longispina*, *Ascomorpha ovalis*, *Polyarthra dolichoptera*) erfolgte auf der Basis von Teilproben mit Kammervolumen von 12,66 ml bzw. 28,94 ml.

Zur Abschätzung des Fehlers beim Auszählen einer Teilprobe wurden an einem Probenahmetermin (4.1.96) jeweils fünf Teilproben á 28,94 ml von 144,7 ml ausgezählt. Die Mittelwerte, Standardabweichung, der Variationskoeffizient und das Konfidenzintervall (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$) der einzelnen Arten sind in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3: Mittelwerte, Standardabweichung, Variationskoeffizient und Konfidenzintervall fünf ausgezählter Zooplankton-Teilproben á 28,94 ml von 144,7 ml Gesamtprobe.

Taxa	Mittelwert [Ind./100 l]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient [%]	Konfidenzintervall ($\alpha = 0,05$)
Variationskoeffizient ≤ 30 %, Mittelwert ≥ 15 Ind./100 l:				
<i>Kellicottia longispina</i>	1716,2	267,7	15,6	975-2457
<i>Cyclops abyssorum</i> (Nauplien)	65,4	7,8	12,0	44-87
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Adulte)	45,0	9,5	21,0	18-71
<i>Cyclops abyssorum</i> (Copepodite)	38,7	9,8	25,4	11-65
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Weibchen)	24,2	4,8	20,0	11-38
<i>Filinia terminalis</i> (mit Ei)	14,5*	1,7	11,8	10-19
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Nauplien)	37,8	10,9	28,9	7,5-68
<i>Filinia terminalis</i>	36,3	10,6	29,1	7-66
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Männchen)	18,4	5,6	30,3*	3-34
Variationskoeffizient > 30 %, Mittelwert < 15 Ind./100 l:				
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	2,9	1,1	37,3	0-6
<i>Keratella cochlearis</i>	3,9	1,3	34,2	0-8
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Weibchen mit Eiballen)	2,4	1,7	70,7	0-7
<i>Daphnia galeata</i>	1,0	1,3	136,9	0-5
<i>Keratella cochlearis</i> (mit Ei)	1,0	1,3	136,9	0-5
<i>Daphnia cucullata</i>	1,5	2,2	149,1	0-8
<i>Alona quadrangularis</i>	0,5	1,1	223,6	0-4

* Grenzwerte

Der Variationskoeffizient liegt mit einer Ausnahme unter 30 %, wenn der Mittelwert der Art über 15 Ind./100 l liegt. Dies bedeutet, daß die Variationsbreite der fünf Einzelauszählungen

über 30 % schwankt, falls die Individuendichte den Wert von 15 unterschreitet. Bei lediglich einer ausgezählten Teilprobe ist bei Unterschreitung der Individuendichte von 15 der Variationskoeffizient sehr hoch. Dies spiegelt auch die Berechnung des Konfidenzintervalles wider. Unterhalb eines Mittelwertes von 15 Ind./100 l beträgt die Unterschreitungswahrscheinlichkeit 0,025. Bei der Auszählung einer Teilprobe würde dies bedeuten, daß Arten nicht erfaßt werden können, obwohl sie vorhanden sind. Dies trifft besonders auf seltene Arten zu. Bei der Auswertung wurden aufgrund der hohen Schwankungsbreite lediglich Daten verwendet, deren Abundanz über 15 Ind./100 l lag.

3.5.3 Konservierung und Bestimmung

Die Zooplanktonproben wurden in einer Zucker-Formol-Lösung an Ort und Stelle konserviert (50 g Zuckerzusatz pro Liter 4 %-iger Formalinlösung). Diese Methode hat den Vorteil, daß kaum Eiverluste bei Cladoceren auftreten.

Bei jeder Probenahme wurden neben den fixierten Proben auch Netzplanktonproben (Maschenweite 25 µm) für die Bestimmung des Artenspektrums mitgenommen.

Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe der nachfolgend angeführten Literatur. Die Nomenklatur der Daphniidae ist aufgrund zahlreicher Cyclomorphose**Fehler! Textmarke nicht definiert.**n noch nicht eindeutig geklärt. Die im Borkener See bestimmten Tiere gehörten alle zu dem von FLÖSSNER & KRAUS (1986) beschriebenen *Daphnia hyalina-galeata*-Komplex und wurden nach der dort verwendeten Nomenklatur bestimmt.

Copepoda (Ruderfußkrebse):	EINSLE (1968), (1975) und (1993), KIEFER & FREYER (1978)
Cladocera (Blattfußkrebse):	FLÖSSNER (1972) und (1993), FLÖSSNER & KRAUS (1986), HERBST (1976a) und (1976b), LIEDER (1983a und b) und (1996), NEGREA (1983), AMOROS (1984), HRBÁČEK (1987), FLÖSSNER (1993)
Rotatoria (Rädertiere):	KOSTE (1978) und (1980), RUTTNER-KOLISKO (1972), VOIGT (1958)
Ciliata (Wimpertierchen):	KAHL (1939), FOISSNER et al. (1992) und FOISSNER (1994)
Bryozoa (Moostierchen):	WIEBACH (1958)

3.5.4 Methodenkritische Bemerkungen

Zur Erfassung des Zooplanktons wurden die Planktonpumpe (Flügelpumpe), das Planktonnetz und die Planktonfalle verwendet.

Das Entnehmen der Proben mittels einer Pumpe soll den Vorteil besitzen, daß alle Tiefenstufen – besonders des Epilimnions – erfaßt werden können (SCHWOERBEL 1994). Durch den Mechanismus der Flügelpumpe bestand jedoch die Gefahr des Zerquetschens der Tiere. Daphnien waren häufig sehr stark geschädigt. Zusätzlich erhöhte der nicht kontinuierliche Wasserstrom trotz eines Trichteraufsatzes die Fluchtmöglichkeit für Copepoden sehr stark. In den gleichzeitig entnommenen qualitativen Netzproben wurden teilweise deutlich höhere

Dichten gefunden. Bei der Untersuchung des Borkener Sees wog daher der Vorteil die Nachteile nicht auf.

Da die Probenahme mit der Planktonpumpe am wenigsten effektiv war, wurden für die weitere Untersuchung ein Planktonnetz mit einer Maschenweite von 80 µm und eine Planktonfalle mit einer Maschenweite von 70 µm verwendet. Diese Maschenweiten stellten einen Kompromiß dar, der es ermöglichte, Rotatorien und Crustaceen gleichzeitig zu erfassen. Die ersten Naupliusstadien der Copepoden und kleinsten Rotatorien wurden hiermit allerdings nicht erfaßt (RUTTNER-KOLISKO 1977). Da jedoch zusätzlich an den Probeterminen Lebendproben mit einem 25 µm Netz genommen wurden, konnte das Auftreten von neuen kleineren Rotatorienarten kontrolliert werden.

Bei der Auswertung wurde vorausgesetzt, daß das sich über der Netzöffnung befindende Wasservolumen von 0-20 m filtriert wurde. Da nach den ersten Probenahmen die Planktondichte des Borkener Sees als gering einzustufen war, wurde bei der Abundanzberechnung der Netzproben auf einen Korrekturfaktor verzichtet. Aufgrund der geringen Planktondichte ist die Verstopfung der Maschenweite und damit die Verringerung des filtrierten Wasservolumens als unerheblich anzusehen.

3.6 KOHLENSTOFFBERECHNUNG

Die einzelnen Phytoplanktonbiovolumina wurden mit Hilfe der Regressionsgleichung von ROCHA & DUNCAN (1985) umgerechnet:

$$C \text{ [pg]} = 0,1204 * \text{Volumen } [\mu\text{m}^3]^{1,051}$$

Für die Berechnung des Kohlenstoffgehaltes der einzelnen Zooplanktontaxa wurden Längenmessungen durchgeführt und die Trockengewichtsberechnung entweder basierend auf Längen-Trockengewichts-Regressionsgleichungen von DUMONT et al. (1975) durchgeführt oder die Trockengewichtsangaben von PAULI (1989), NAUWERCK (1963), ROSEN (1981) oder TELESCH et al. (1998) verwendet (Anhang 2).

Die Umrechnung des Trockengewichtes der Zooplankter in Kohlenstoffgehalt erfolgte mit dem Faktor 0,5 nach LATJA & SALONEN (1978), da nach diesen Untersuchungen 50% des Trockengewichtes aus Kohlenstoff besteht.

3.7 STATISTISCHE AUSWERTUNG

Zur Auswertung wurden die Statistik-Programme STATISTIKA Version 5 und SPSS Version 10 verwendet. Das Ordinationsverfahren wurde mit dem Programm CANOCO Version 4 durchgeführt.

Die Prüfung auf Normalverteilung wurde mit dem KOLMOGOROW-SMIRNOW-Test durchgeführt. Bis auf die Parameter Wassertemperatur, Sichttiefe, Biovolumen (Gesamtbiovolumen, Cryptophyceae, Dinophyceae, Nanoplankter) und die Abundanz einiger Zoo-

planktonvariablen (Nauplien, Copepodite) wich die Häufigkeitsverteilung signifikant von der Standardnormalverteilung ab. Daher wurden bei der statistischen Auswertung nicht-parametrische Verfahren gewählt.

Die Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN und die Signifikanz wurde mit dem Statistik-Programm STATISTIKA berechnet. Dieser Test wurde wegen der fehlenden Normalverteilung der PEARSONSCHEN Produkt-Moment-Korrelation vorgezogen.

Die Beprobung des Zooplanktons an drei Probestellen 1994 und die Datenreihen für den Vergleich der fünf wasserchemischen Probestellen 1997 wurden mit SPSS und mit dem nichtparametrischen FRIEDMAN-Test für k-verbundene Stichproben getestet (BÜHL & ZÖFEL 1994).

Mit dem WILCOXON-Test werden zwei verbundene Stichproben und deren Paardifferenzen verglichen. Zum Differenzvergleich zwischen der zeitlichen Veränderung der drei TSI-Werte (Sichttiefe, Phosphat-Konzentration und Chlorophyll-Konzentration) wurde dieser Test verwendet.

Für die Prüfung der Übereinstimmung von Rotatorienarten in verschiedenen Seen wurde ein Clusterverfahren verwandt. Zur Clusterung wurde die Methode nach WARD verwendet, da sie eher zu Clustern kleinerer Größe neigt und Unterschiede zwischen den Variablen besser darstellen kann (Manual des Statistik-Programmes STATISTIKA).

Für die Darstellung der Datensätze Abiotik, Phytoplankton und Zooplankton wurden das Programm CANOCO und verschiedene Korrespondenzanalyse-Methoden verwendet.

Ordinationstechniken wie Komponenten- und Korrespondenzanalyse werden benutzt, um die Varianz in Artenzusammensetzungen auf die Streuung der Proben oder Arten innerhalb eines Ordinationssystemes zurückzuführen. Die canonische Ordination ist eine Kombination aus Ordination und multipler Regression (JONGMAN et al. 1995, TER BRAAK & SMILAUER 1998). Die Ordinationsachsen erscheinen in der Reihenfolge der Varianz, die von den linearen oder unimodalen Kombinationen von den Umweltvariablen erklärt werden und sind frei im Raum angeordnet. Die Daten werden nach ihrer Gewichtung auf nicht rechtwinkelig angeordneten Achsen angeordnet.

Die abiotischen Daten des Borkener Sees wurden einem indirekten Analyseverfahren unterzogen, das auf der Basis von linearen Zusammenhängen arbeitet (PCA). Dieses Verfahren wurde ausgewählt, um die zeitliche Entwicklung – vor allem der für die Produktivitätsentwicklung des Sees wesentlichen Faktoren Gesamt- und o-Phosphat – darstellen zu können.

Für die Darstellung der Zusammenhänge zwischen abiotischen Daten und Phytoplanktonverteilung und Abundanz wurde das direkte Verfahren der Redundanzanalyse verwendet (RDA). Für die Fragestellung, die zu beantworten war – inwieweit wird eine Entwicklung im Verlauf des Untersuchungszeitraumes deutlich – wurde aufgrund der niedrigen Gradientenlänge (< 2) ebenfalls das linear arbeitende Verfahren gegenüber dem unimodalen Verfahren (CCA) vorgezogen.

4 ERGEBNISSE

4.1 KLIMA

4.1.1 Sonnenscheindauer

Zur Prüfung eines Zusammenhanges zwischen Phytoplankton-Biovolumen und Lichtverfügbarkeit bzw. Strahlungsmenge wurde im Fall der Untersuchung des Borkener Sees auf die Sonnenscheindauer zurückgegriffen, die an der nordhessischen Klimastation Kassel des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (Offenbach) aufgezeichnet wurde. Aufgrund der geomorphologisch vergleichbaren Beckenlage des Kasseler und des Borkener Beckens, die durch spezielle Temperaturbedingungen eine geringere Wolkenbedeckung als die umgebenden Stationen des Mittelgebirges aufweisen, wurden bei der Auswertung die Daten der Klimastation Kassel verwendet. Für die Meßstation Bad Wildungen lagen zudem keine vollständigen Daten von 1993 bis 1997 vor.

Die von der Klimastation Kassel täglich erhobene Sonnenscheindauer wurde für die Abb. 2 zu monatlichen Sonnenscheinsummen addiert. Die verschiedenen Untersuchungsjahre zeichneten sich neben Unterschieden in der jährlichen Sonnenscheindauer besonders durch hohe Abweichungen einzelner Monate oder Perioden von dem fünfjährigen Mittelwert von 1993 bis 1997 aus.

Tab. 4: Sonnenscheindauer in Stunden für die Untersuchungsjahre 1993 bis 1997, das 1. und 2. Halbjahr und ausgewählte Monate. Markiert sind Perioden mit einer um mindestens 10 % vom Mittelwert abweichenden Sonnenscheindauer (gelb unterlegt mit einer niedrigeren und fett gedruckt mit einer höheren Sonnenscheindauer).

Jahr	Sonnenschein- dauer/a [h]	Januar bis Juni	Juli bis Dezember	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.
1993	1556	908	648	153	165	244	212	176	198	117
1994	1579	768	811	90	161	199	224	321	188	112
1995	1588	785	803	149	148	195	187	275	245	107
1996	1402	755	647	121	207	122	174	180	188	118
1997	1706	898	808	128	184	216	232	191	237	203
Mittelwert ¹	1566	823	743	128	173	195	206	229	211	131
Mittelwert ²	1448	755	694	110	150	194	190	196	188	135

¹ Mittelwert des Untersuchungszeitraumes (1993-1997), ² 30-jähriger Mittelwert (1961-1990) der Klimastation Kassel

Die jährliche Sonnenscheindauer der Jahre 1993 bis 1997 ist aus Tab. 4 zu entnehmen. 1997 lag die Sonnenscheindauer mit fast 9 % über dem fünfjährigen Mittel und 1996 ca. 10 % darunter. 1996 lag von den einzelnen Monaten lediglich der Monat April mit 34 Stunden über dem fünfjährigen Mittel.

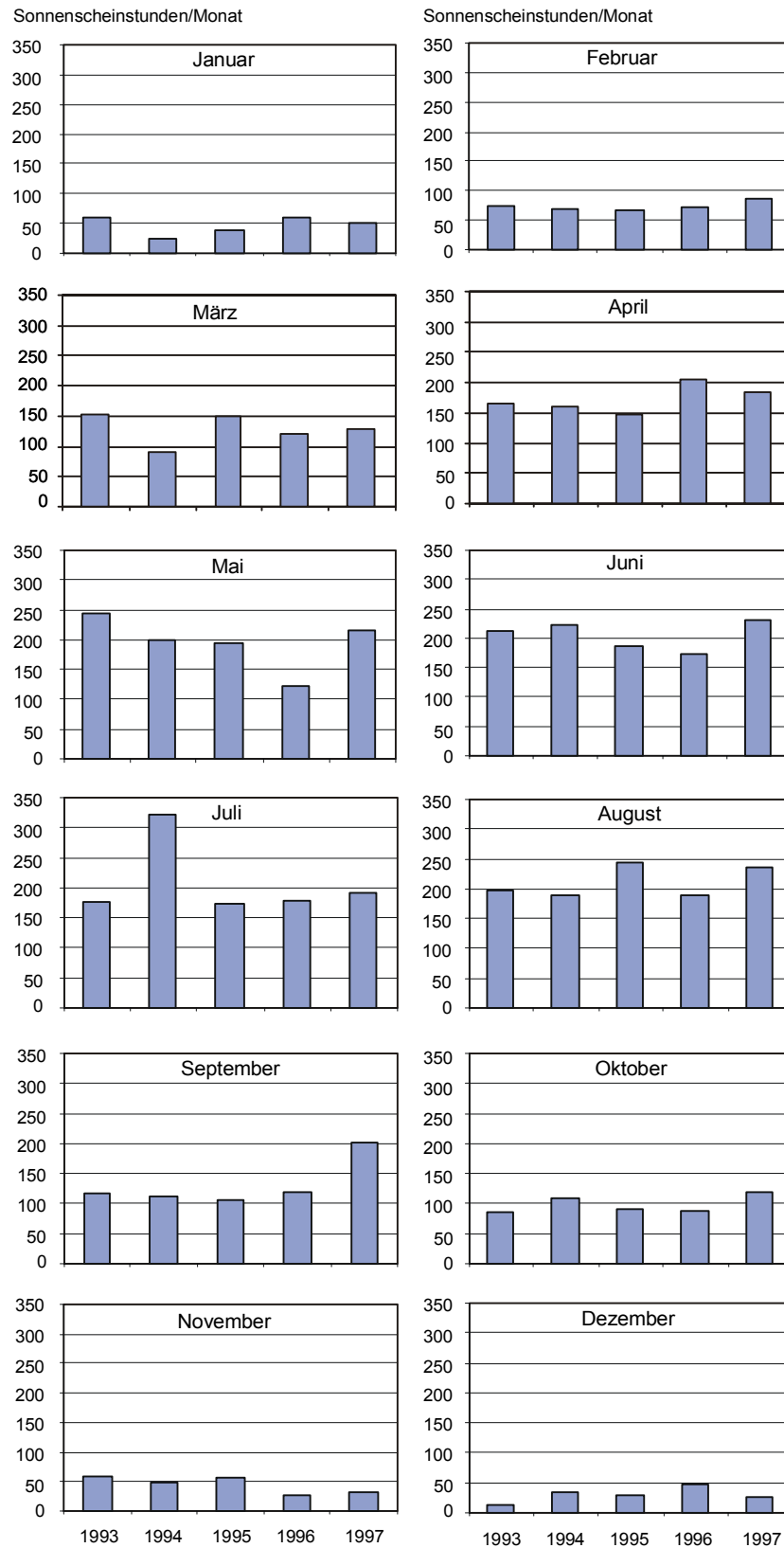


Abb. 2: Monatliche Sonnenscheindauer der Klimastation Kassel in Stunden von 1993 bis 1997. Die monatliche Sonnenscheindauer ergibt sich aus der Summe der täglichen Sonnenscheindauer in Stunden.

Auch 1993 zeichnete sich im 2. Halbjahr durch eine unterdurchschnittlich niedrige Sonnenscheindauer aus. 1993 und 1995 ähneln sich dadurch, daß die Anzahl der Sonnenscheinstunden im Frühjahr (März), d.h. vor der Stagnationsphase des Sees, überdurchschnittlich hoch ist. 1994 zeichnete sich durch eine überdurchschnittlich hohe Sonnenscheindauer im Juli aus, während 1997 außer im Mai und Juni auch im August und September relativ hohe Sonnenscheinstunden aufgezeichnet wurden. In diesen beiden Jahren waren es vor allem die Sommermonate, in denen eine hohe Sonnenscheindauer zu verzeichnen war. 1996 war mit unterdurchschnittlich niedrigen Werten von Mai bis August im Untersuchungszeitraum ein außergewöhnliches Jahr (Abb. 3). Im Vergleich zu den 30-jährigen Mittelwerten fallen lediglich die Monate April und Mai mit niedrigeren bzw. einer höheren Sonnenscheindauer auf.

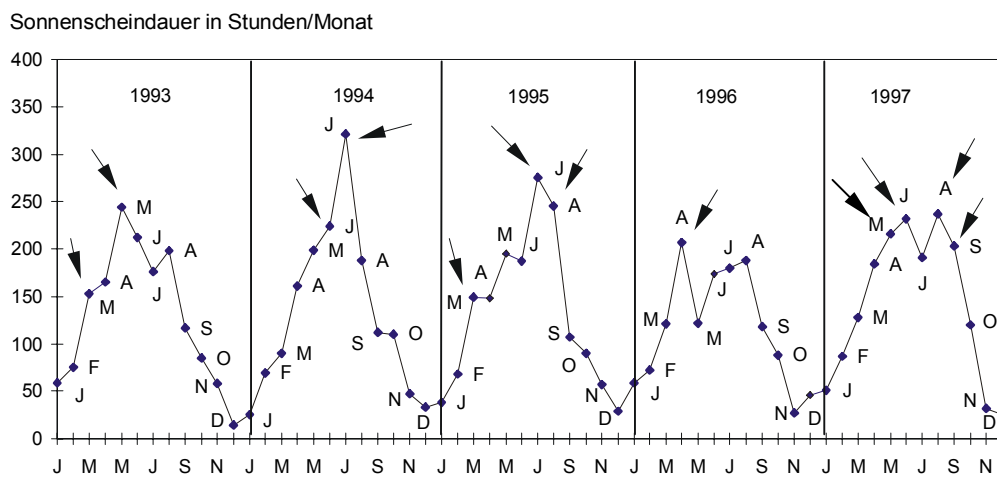


Abb. 3: Sonnenscheindauer pro Monat in den Jahren 1993 bis 1997. Quelle: DWD, Offenbach. Die Pfeile markieren Monate mit einer überdurchschnittlich (>10 %) hohen Sonnenscheindauer.

Die Sonnenscheindauer war im März 1995 mit 21 Stunden, d.h. 19 % über dem 5-jährigen Mittelwert, relativ hoch. Dies gilt ebenso für den Monat April 1996, der mit 34 Stunden oder 20 % darüber lag.

Insgesamt zeigt der Vergleich der 5-jährigen und 30-jährigen Mittelwerte, daß vor allem 1993 und 1997 relativ warme Jahre waren mit einer hohen Sonnenscheindauer in der 1. Jahreshälfte.

4.1.2 Lufttemperatur

Für einen Vergleich zwischen den Lufttemperaturen und den gemessenen Wassertemperaturen des Borkener Sees wurden die entsprechenden Werte der Klimastation Kassel des DWD dargestellt (Abb. 4).

Die mittleren monatlichen Lufttemperaturen charakterisieren deutlich die einzelnen Untersuchungsjahre. Die Jahreswechsel 1993/1994 und 1994/1995 fallen im Vergleich zu den beiden folgenden mit bis zu 6 °C höheren Mittelwerten im Dezember und Januar auf. Die Winter 1995/1996 und 1996/1997 hatten deutlich niedrigere Lufttemperaturen. Diese Situa-

tion hat sich stark in den Wassertemperaturen des Borkener Sees niedergeschlagen (Kap. 4.3.2). Die längere Kälteperiode von Dezember 1995 bis Februar 1996 und eine längere Eisbedeckung des Sees führten noch im März 1996 zu einer gleichmäßigen Temperaturverteilung im Tiefenprofil von 3,5 °C. Die Temperatur im gesamten Wasserprofil lag um mindestens 0,7 °C niedriger als in den Vorjahren.

Die Lufttemperaturen im Juli 1994 und 1995 sowie im August 1997 waren mit Mittelwerten von ca. 20,7 bis 22 °C überdurchschnittlich hoch. Die Lufttemperaturen in diesen Monaten lagen in den anderen Untersuchungsjahren bei 17 °C.

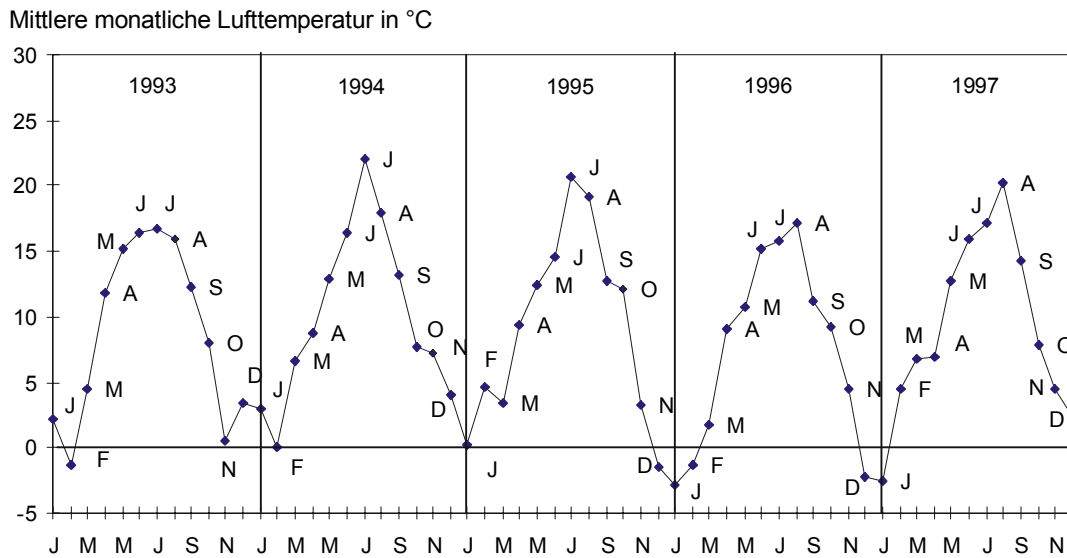


Abb. 4: Mittlere Lufttemperatur pro Monat an der Klimastation Kassel in den Jahren 1993 bis 1997. Quelle: DWD, Offenbach.

Die Lufttemperaturen 1993 und 1996 lagen im Juli und August sehr viel niedriger als der fünfjährige Mittelwert. Das Jahr 1995 zeichnete sich außerdem mit 12,1 °C durch eine hohe mittlere Lufttemperatur im Oktober aus.

4.1.3 Windstärke und Windrichtung

Die Windstärken an der Station Bad Wildungen und an der Klimastation Kassel zeichneten sich durch einen auffrischenden Wind in den Mittagsstunden aus. Für die Abschätzung der Windverhältnisse wird an dieser Stelle auf die Daten der Wetterstation Bad Wildungen um 12.00 Uhr zurückgegriffen (Abb. 5). Die Windverhältnisse und Windrichtungen stimmten in wesentlichen Parametern mit den Daten aus der Kasseler Meßstation überein (Anhang 3). An der Station im Kasseler Becken wurde an 70 % aller Meßtage Wind aus N bis NO bzw. S bis Südost registriert, in Bad Wildungen an 61 % der Meßtage. Allerdings lag die in Bad Wildungen gemessenen Windstärke zum Teil 1-2 Einheiten höher als diejenige an der Kasseler Station.

Da der Borkener See mit seiner Längsausdehnung in Nord-Süd-Richtung liegt und zudem noch keine windgeschützte Lage durch Wald- oder Baumbestände aufweist, wird die Wirkung des Windes die Einstellung der thermischen Schichtung besonders im Frühjahr wesentlich beeinflussen.

Die Windstärke (Abb. 5, Umrechnungstabelle im Anhang 6) variierte in den vier untersuchten Jahren. Die höchsten Windgeschwindigkeiten mit 13,9 bis 17,1 m/s wurden im Januar 1993 und 1995 und im November/Dezember 1993 und 1996 erreicht (Anhang 3, Bad Wildungen). Die Mittelwerte beschreiben die Monate März/April 1993, 1994 und 1995 als Monate mit hohen Windstärken. 1994 zeichnet sich außerdem durch hohe und stark wechselnde Windstärken in den Sommermonaten aus, 1996 durch relativ niedrige Windstärken in den Monaten Juni, Juli und August. 1996 lagen auch die Windstärken in den Frühjahrsmonaten niedriger als in den anderen Jahren.

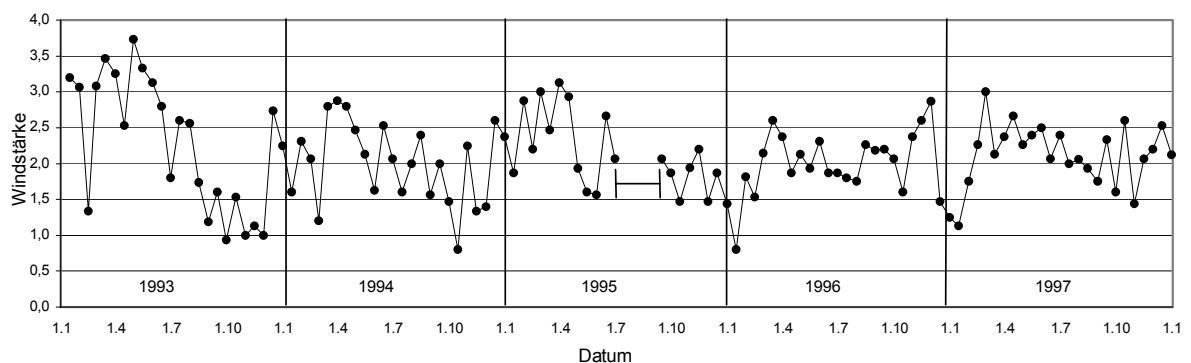


Abb. 5: Mittlere Windstärken nach der BEAUFORT-Skala (14-tägiger Mittelwert) von 1993 bis 1997 an der Wetterstation Bad Wildungen. Vom 1.7.-31.8.95 sind keine Meßwerte vorhanden. Quelle: DWD, Offenbach.

4.1.4 Niederschlag

Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge (30-jähriger Mittelwert) der Klimastation Kassel beträgt 698 mm/a (MÜLLER-WESTERMEIER 1996).

Zur Charakterisierung der einzelnen Jahre wurden die monatlichen Niederschlagssummen der Meßstationen Kassel und Bad Wildungen gemittelt (Abb. 6). Die Jahresniederschläge der einzelnen Jahre variierten sehr stark. Der fünfjährige Mittelwert der Untersuchungsperiode weicht mit 677 mm/a jedoch nur wenig vom 30-jährigen Mittelwert (1961-1990) der Klimastation Kassel ab .

Der Jahresniederschlag von 1995 (704 mm) wich mit 3 % geringfügig vom fünfjährigen Mittelwert (1993 bis 1997) von 677 mm ab. 1993 war dagegen die Niederschlagsmenge 10 % und 1994 20% höher als der fünfjährige Mittelwert. Die Jahre 1996 und 1997 zählten zu den trockenen Jahren innerhalb dieser Periode, die Jahresniederschläge lagen mit 17 % und 24 % deutlich unter dem fünfjährigen Mittelwert.

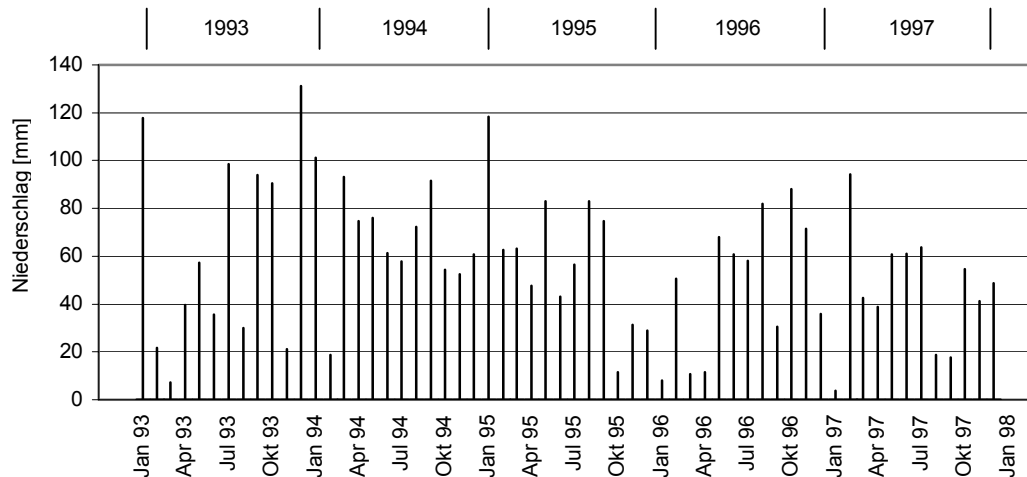


Abb. 6: Monatliche Niederschlagssummen der Klimastationen Kassel und Bad Wildungen (Mittelwerte) in den Jahren 1993 bis 1997. Quelle: DWD, Offenbach

4.2 ENTWICKLUNG DES WASSERSTANDES UND DER SEEFLÄCHE

Die Entwicklung der Wassertiefe des Borkener See von 1973 bis 1995 zeigt Abb. 7. Von 1973 bis 1995 stieg der Seespiegel um 60,6 m auf 177,3 m ü. NN an. Die Oberfläche des Sees vergrößerte sich im gleichen Zeitraum von 0,0055 km² auf 1,346 km² (Abb. 8). Der Endwasserstand wurde durch ein Überlaufwehr im Nordosten des Sees geregelt. Im Herbst 1995 wurde erstmals der endgültige Wasserstand erreicht. Aufgrund geringer Niederschläge im Winter 1995/1996 fiel der Wasserstand kurzfristig ab und erreichte im Sommer 1996 erneut den Endwasserstand von 177,3 m ü. NN. Die Grundwasserganglinie im Bereich Nassen-

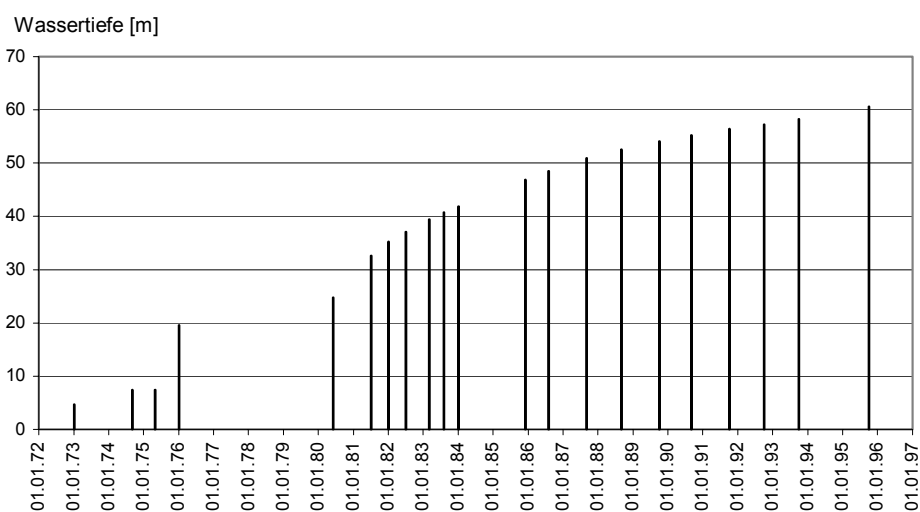


Abb. 7: Wassertiefe des Borkener Sees zwischen Januar 1973 und Oktober 1995 (berechnet aus der Uferlinien-Kartierung der PREAG, später EON AG).

erfurth/Altenburg IV hatte nach der maximalen Absenkung auf 102 m von 1966 bis 1971 erst 1990 wieder eine Höhe von 177 m ü. NN (SCHRÖDER 1987) erreicht.

Die Füllung des Seebeckens erfolgte im wesentlichen aus Grundwasserquellen. Da die Seeoberfläche im Verhältnis zum Einzugsgebiet hoch ist (Umgebungsfaktor 1,8), stellt der oberflächliche Wasserzulauf aus dem Einzugsgebiet nur einen geringen Anteil dar (BOHLE et al. 1993). Es wurden für die oberirdisch in den See einfließenden kleineren Gewässer 1,4 % der gesamten Quellschüttung in den See angegeben. Dies entspräche lediglich 0,08 % des gesamten Seevolumens. Größere Schüttungen aus Buntsandsteinquellen unter Wasser wurden aus dem südwestlichen Bereich des Sees berichtet (Dipl. Ing. SCHÖNHUT, mündl. Mitteilung). Im Abbauggebiet liegen unter dem Röt großflächig Schichten des Mittleren Buntsandsteins, die klüftig und stark wasserführend sein sollen (SCHRÖDER 1987).

Tab. 5: Phasen des Anstieges der Wassertiefe und der Zunahme der Seefläche.

	1980 - 1984	1986 - 1990	1991 - 1995
Anstieg der Wassertiefe [m]	17,1	7,2	5,4
Zunahme der Seefläche [km ²]	0,516	0,177	0,094

In Abb. 7 wird deutlich, daß die Füllung des Sees von 1980 bis 1984 zeitlich sehr zügig verlaufen ist: Innerhalb von vier Jahren um 17,1 m (Tab. 5). Auch die Fläche des Sees nahm in diesem Zeitraum sehr rasch um ca. 0,5 km² zu. In einer zweiten Phase von 1986 bis 1990 war die Geschwindigkeit sowohl des Anstiegs der Wassertiefe (7,2 m) als auch der Ausweitung der Seefläche (0,177 km²) geringer. In der letzten Phase von 1991 bis 1995 erfolgt nur noch ein Anstieg der Seetiefe von 5,4 m innerhalb von vier Jahren.

Der Verlauf des Anstieges der Wassertiefe und der Seefläche spiegelt den Verlauf der Grundwasserganglinie dieser Jahre wider (SCHRÖDER 1987).

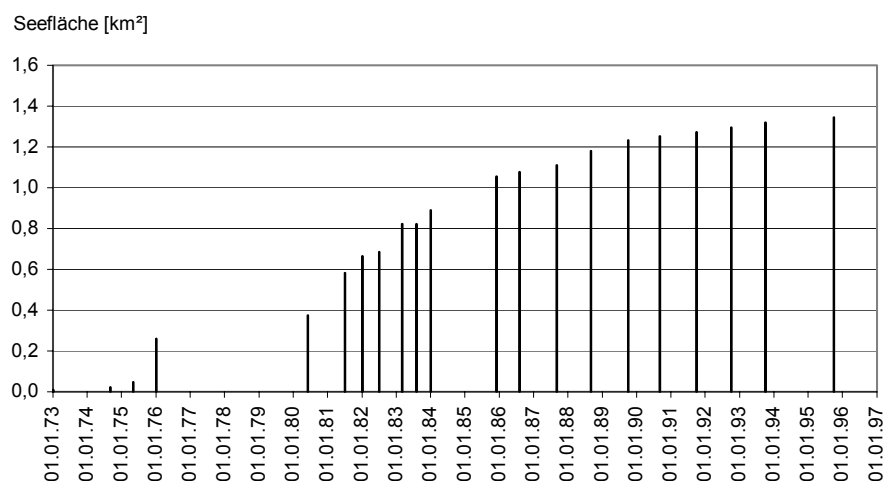


Abb. 8: Größe der Seefläche des Borkener Sees zwischen Januar 1973 und Oktober 1995 (berechnet aus der Uferlinien-Kartierung der PREAG, später EON AG).

Durch die bekannte Schüttung der Quellen im Süd-West-Bereich des Sees von 1,9 bis 2,4 Mio m³/Jahr ergeben sich bei 35 Mio m³ Wasservolumen (Endwasserstand) die von BOHLE et al. (1993) berechneten theoretischen Wassererneuerungszeiten von 14,6 bis 18,5 Jahren.

4.3 ABIOTIK

4.3.1 Sichttiefe

Die Jahresmittelwerte und die Mittelwerte der Sommermonate Juni bis September der Jahre 1994 bis 1997 sind in Tab. 6 aufgeführt. Für die Berechnung der Mittelwerte der sommerlichen Sichttiefe wurde das arithmetische Mittel der einzelnen monatlichen Mittelwerte berechnet. Dieses Verfahren berücksichtigt, daß für einige Monate nur ein Meßwert vorlag, während für andere zwei bzw. drei Meßwerte zur Berechnung zur Verfügung standen.

Tab. 6: Jahresmittelwerte und Sommermittelwerte der SECCHI-Sichttiefe (Durchmesser 18,5 cm) des Borkener Sees an der Probestelle ‚Boje‘.

Jahr	Jahresmittelwerte [m]	Mittelwerte (Juni - September) [m]
1994	3,4 (n=16)	4,0 (n=8)
1995	4,0 (n=20)	4,7 (n=9)
1996	5,2 (n=10) *	6,5 (n=7)
1997	5,5 (n=10) *	5,9 (n=9)

* November- und Dezemberwerte fehlend

Die mittlere jährliche Sichttiefe des Borkener Sees erhöhte sich an der PS ‚Boje‘ im Verlauf des beobachteten Zeitraumes kontinuierlich. Die Erhöhung betrifft sowohl die Jahresmittelwerte, als auch die maximal erreichten Sichttiefen in den Sommermonaten, in denen jeweils ein Klarwasserstadium auftrat. (Abb. 9).

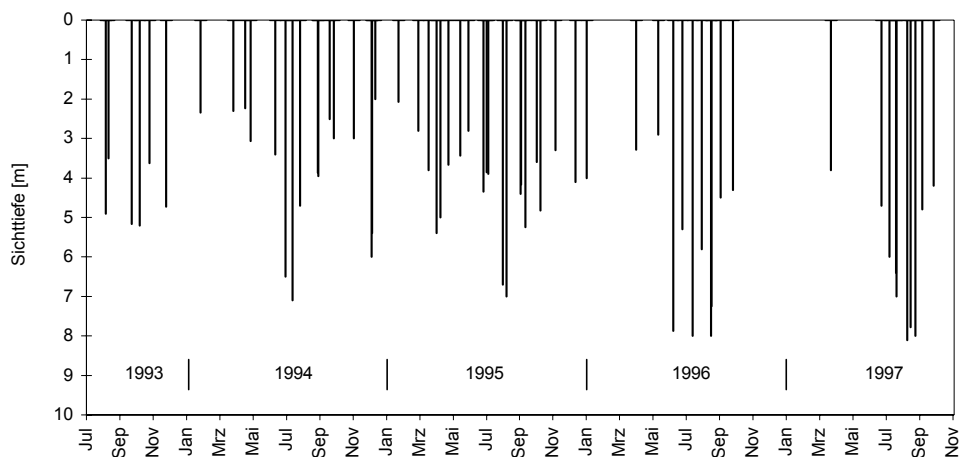


Abb. 9: SECCHI-Sichttiefe von August 1993 bis September 1997.

Die Sichttiefen schwankten zwischen 2 und 8 m. Der Jahresmittelwert stieg von 3,4 m auf 5,5 m und der Mittelwert für die Monate Juni bis September von 4,0 m auf 5,9 m an. Da 1996 und 1997 wenige Proben aus den Herbst- und Wintermonaten vorliegen, sind die

Jahresmittelwerte dieser Jahre vermutlich etwas zu hoch und daher nur begrenzt vergleichbar. An Hand der sommerlichen Mittelwerte ist jedoch eine ausgeprägte Tendenz zur Erhöhung der Sichttiefe erkennbar.

Der um 0,6 m höhere Sommermittelwert von 1996 gegenüber 1997 ist bedingt durch die bereits im Juni 1996 festgestellten ausgesprochen hohen Sichttiefen von über 8 m, die 1997 erst ab Anfang Juli auftraten (Abb. 9). 1996 dauerte diese Klarwasserphase acht Wochen, 1997 lediglich fünf Wochen. In den Vorjahren betrug die Dauer lediglich 1-2 Wochen. Diese Ergebnisse deuten eine Verlängerung der Klarwasserphase an.

Das zeitliche Auftreten der maximalen Sichttiefe pro Jahr veränderte sich leicht. So wurden 1994 im Juli (6,5 und 7,1 m) und im Dezember (6,0 m), 1995 im August (7,0 und 6,6 m), 1996 im Juni-Juli-August (8,0 m) und 1997 in der ersten Augushälfte (8,1 und 8,0 m) die höchsten Sichttiefen des jeweiligen Jahres gemessen. 1994 war die höchste Sichttiefemessung über 7 m im Juli, 1996 im Juni, 1995 und 1997 erst Anfang August meßbar. Eine Tendenz bezüglich der Verschiebung der maximal erreichten Sichttiefe in die späten Sommermonate ist jedoch nicht erkennbar. Ob der anfänglich erkennbare Trend zur Erhöhung der maximalen jährlichen Sichttiefe sich über das Jahr 1997 fortsetzt, muß noch offen bleiben.

Der Vergleich 1997 zwischen der PS ‚Boje‘ und der PS ‚Nordbucht‘ zeigt an der PS ‚Nordbucht‘ für jeden Meßtermin geringere Sichttiefen als an der PS ‚Boje‘ (Anhang 4). In den Sommermonaten Juli und August wurden die größten Differenzen von 1,1 und 1,8 m gemessen, im Juni und September waren lediglich geringe Abweichungen von 0,3 und 0,4 m vorhanden.

4.3.2 Wassertemperatur

Die oberflächennahen Temperaturen des Borkener Sees schwankten in den Monaten ohne Eisbedeckung zwischen 2,8 °C und 26,0 °C (Abb. 10).

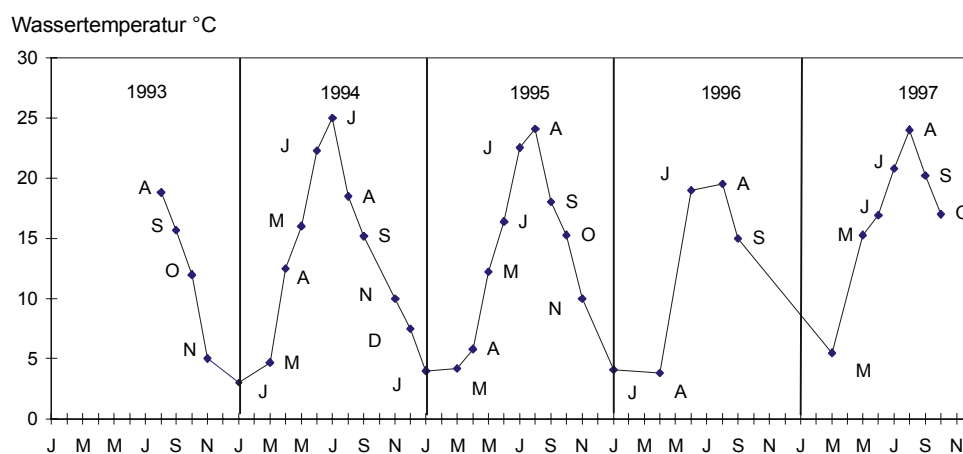


Abb. 10: Wassertemperatur im Oberflächenwasser von August 1993 bis Oktober 1997 an der Probestelle ‚Boje‘.

Die höchsten Temperaturen von 26,0 °C, 24,1 °C und 24,0 °C wurden jeweils im Juli/August und die niedrigsten von 2,8 °C bis 4,0 °C im Januar in der oberflächennahen Schicht erreicht (Tab.7).

Tab. 7: Jährliche Extremtemperaturen, Temperatur im Hypolimnion und Epilimnionmächtigkeit und Metalimniontiefe im Borkener See an der Probestelle ‚Boje‘.

Jahr	1993	1994	1995	1996	1997
Temp _{min} (Oberfläche) (Monat)	-	2,8 °C (1)	4,0 °C (1)	2,8 °C (1)	5,5 °C (3)
Temp _{max} (Oberfläche) (Monat)	-	26,0 °C (7)	24,1 °C (8)	21,5 °C (6)	24,0 °C (8)
Temperatur im Hypolimnion	5,0 °C	5,8 °C	5,5 °C	4,1 °C	6,0 °C
Epilimnionmächtigkeit (Monat)	8 m (8)	6 m (7)	6 m (7)	6 m (7)	8 m (7)
Metalimniontiefe (Monat)	8-9 m (8)	6-10 m (8)	6-10 m (8)	6-10 m (8)	8-12 m (9)

Eine stabile thermische Schichtung begann sich Ende April auszubilden und war zwei Wochen später Mitte Mai abgeschlossen.

Die sommerliche Schichtung des Borkener Sees begann sich Ende August eines jeden Jahres aufzulösen. Die herbstliche Vollzirkulation war in Abhängigkeit von den Windverhältnissen spätestens im Januar – erkennbar an der Homothermie – abgeschlossen, dagegen war 1993 schon Ende November eine gleichmäßige Temperaturverteilung gegeben (Abb. 11).

Der Borkener See bildete in den 4 ½ Untersuchungsjahren im Sommer jeweils eine thermische Schichtung mit einer Epilimnionmächtigkeit von 6 m bzw. 1993 und 1997 von 8 m aus. Die nach PATALAS (1984) mit folgender Formel:

$$E = 4,6 F^{0,41}$$

E = Epilimniontiefe in Meter

F = größte Länge/größte Breite des Sees

berechnete theoretische Epilimnionmächtigkeit für den Borkener See von 5,2 m liegt mit 0,8 bis 2,8 m weit unter dem von den Wassertemperaturmessungen abgeleiteten durchmischten Tiefenbereich. Das Metalimnion des Borkener See erreichte eine Mächtigkeit von 4 m und das Hypolimnion von maximal 40 m.

Die Temperaturen des Tiefenprofils in der Homothermiephase im Januar 1994 und 1996 lagen mit 2,8 bis 3,8 °C unterhalb der maximalen Dichte von Wasser, die sich bei 3,94 °C befindet.

Unterschiede im Tiefenprofil der einzelnen Jahre ergaben sich zum einen durch lang anhaltende Winter, wie dies 1995/1996 der Fall war. Im Januar 1996 begann sich eine inverse Schichtung auszubilden (Abb. 11, Anhang 7), die vermutlich durch die anschließend einsetzende 6-wöchige Kälteperiode mit Eisbedeckung bis ca. Mitte Februar verstärkt wurde. Messungen während der Eisbedeckung fanden nicht statt.

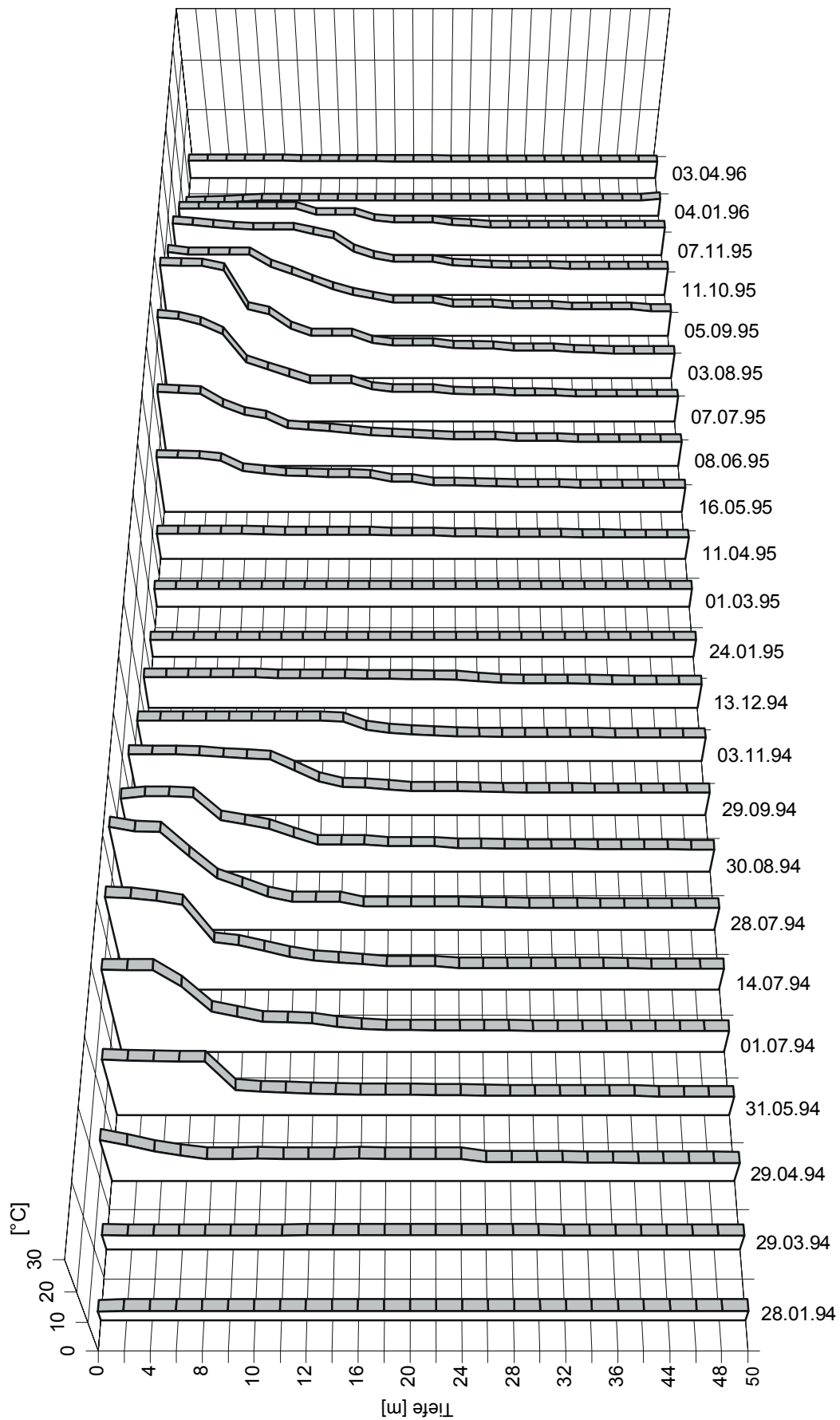


Abb. 11: Wassertemperatur im Tiefenprofil von August 1993 bis April 1996 an der PS „Boje“.

In allen Jahren stieg die Temperatur des unteren Hypolimnions (Tiefenstufe 36 bis 50 m) bis Mitte Mai/Ende Juni bis zum Grund an, stagnierte in den Sommermonaten und erhöhte sich erst wieder leicht in der Endphase der Auflösung der thermischen Schichtung im November. Die Sommertemperaturen des Hypolimnionbereiches von 24 bis 50 m variierte von 1993 bis 1997 von 4,1 °C bis 6,0 °C, so daß der See in den einzelnen Untersuchungsjahren sehr unterschiedliche Wärmemengen speicherte und in den kalten Monaten an die Umgebung abgeben konnte (Kap. 4.3.3, Tab. 9).

Anhand der sommerlichen Wassertemperaturen des unteren Hypolimnions sind Aussagen über den Wärmehalt des Sees möglich. In den Jahren 1993, 1994, 1995 und 1997 wurde aufgrund der jeweiligen Ausgangstemperatur des Wassers im Januar, den Strahlungsverhältnissen und der Lufttemperatur die Wassertemperatur des gesamten unteren Hypolimnions auf 5,5 °C bzw. auf 6,0 °C erwärmt. 1996 erwärmte sich das untere Hypolimnion lediglich bis auf 4,2° C.

Da die Wärmebindung im Hypolimnion vor Eintreten der stabilen Schichtung stattfindet, wurde die Sonnenscheindauer vor der Ausbildung der Stagnationsphase von Februar bis Mai der einzelnen Jahre verglichen (Tab. 8 und Kap. 4.1.1). Die Jahre 1993, 1995 und 1997 zeichneten sich in diesen Monaten durch eine um 42 bis 112 Stunden höhere Sonnenscheindauer gegenüber den Jahren 1994 und 1996 aus.

Trotz der geringeren Sonnenscheindauer war jedoch 1994 verglichen mit 1996 eine verhältnismäßig hohe Hypolimniontemperatur von 5,8 °C zu verzeichnen gewesen.

Dies ist vermutlich auf die relativ geringe Sonnenscheindauer von April bis Mai bei einer gleichzeitig hohen Windeinwirkung zurückzuführen. 1996 war ebenfalls eine unter dem Durchschnitt liegende Anzahl an Sonnenscheinstunden vorhanden, gleichzeitig jedoch lagen die Windstärken im Mittel in den Monaten April und Mai niedriger, so daß eine Verfrachtung von Wassermassen und Wärmeenergie in größere Tiefen nicht mehr in ausreichendem Maße stattfand (Tab. 4, Abb. 3, Abb. 5). Das erwärmte, oberflächennahe Wasser verhinderte aufgrund der geringeren Dichte die Vermischung mit kälterem Tiefenwasser.

Tab. 8: Wärmehalt, Grenze und Temperatur des unteren Hypolimnions, Sonnenscheindauer und mittlere Windstärke ausgewählter Monate des Borkener Sees an der PS „Boje“.

Jahr	1993	1994	1995	1996	1997
Wärmehalt Januar 10 ¹² [kJ]	-	0,46	0,57	0,49	0,57
Wärmehalt September 10 ¹² [kJ]	-	1,45	1,54	1,37	1,64
davon 0 - 16 m		1,02	1,09	1,02	1,18
davon 16 -50 m		0,43	0,45	0,35	0,46
Grenze unteres Hypolimnion	28 m	28 m	36 m	28 m	28 m
Temp. unteres Hypolimnion	5,0 °C	5,9 °C	5,5 °C	4,1 °C	6,0 °C
Sonnenscheindauer [Stunden] (Monat)	393 (2-4) 244 (5)	320 (2-4) 199 (5)	365 (2-4) 195 (5)	400 (2-4) 122 (5)	399 (2-4) 216 (5)
Mittlere Windstärke (März - April - Mai)	3,3-2,3-3,2	2,8-2,7-1,9	2,8-2,6-1,6	2,5-2,1-2,1	2,3-2,5-2,5

TILZER (1988) wies in Untersuchungen am Bodensee eine logarithmische Beziehung zwischen der SECCHI-Sichttiefe und der Tiefe der euphotischen Zone nach.

Die unterste Grenze der Wasserschicht mit aktiver Photosynthese (euphotische Zone), in der noch 1% der auf die Oberfläche auftreffenden Strahlung erreicht wird, errechnet sich dann nach der Formel:

$$Z_{eu} = 4,71 * z_s^{0,57}$$

Z_{eu} = euphotische Zone

z_s = SECCHI-Tiefe

Die Epilimnionmächtigkeit z_{mix} , die der durchmischten Wasserzone entspricht, wurde aus den vertikalen Temperaturprofilen entnommen.

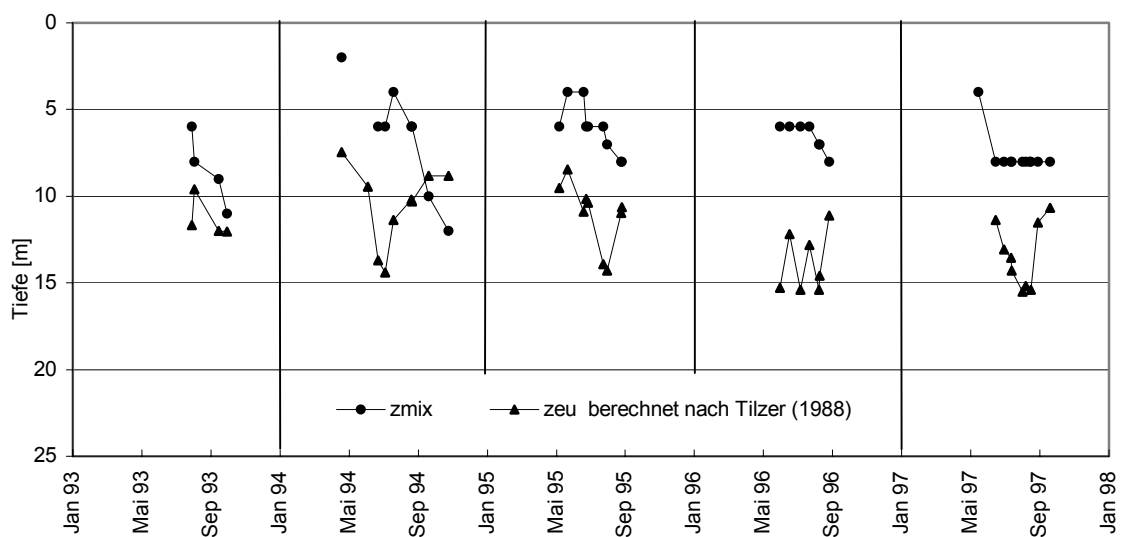


Abb. 12: Epilimniontiefe z_{mix} (aus Temperaturprofil abgeleitet) und maximale Ausdehnung der euphotischen Zone z_{eu} (berechnet nach TILZER 1988) zum Zeitpunkt der Stagnationsphase an der PS „Boje“ in den Jahren 1993 bis 1997.

Abb. 12 zeigt, daß die euphotische Zone bis auf die Herbstmonate 1994 tiefer lag als der durchmischte Bereich des Sees. Die euphotische Zone stieg im Verlauf der Untersuchungsjahre in den Sommermonaten von maximal 14,4 m auf 15,4 m an.

4.3.3 Wärmehaushalt

Der Verlauf des Wärmeinhaltes des Borkener Sees von 1994 bis 1997 zeigt die obere Graphik in Abb. 13. Der maximale Wärmeinhalt wurde 1994 schon im Juli, 1995 und 1996 im August und 1997 erst Anfang September erreicht. Den größten Wärmeinhalt mit fast $2 * 10^{12}$ kJ besaß der Borkener See im August 1997, dem Jahr mit der höchsten Sonnenscheindauer (Tab. 9).

Tab. 9: Kennwerte des Wärmeinhaltes des Borkener Sees von 1994 bis 1997.

Jahr	1994	1995	1996	1997	Mittelwert
Gesamtwärmeinhalt 10^{12} [kJ]	1,680	1,813	1,581	1,950	1,756
Differenz vom Mittelwert 10^{12} [kJ]	-0,076	0,057	-0,175	0,194	-
Wärmeinhalt Epilimnion 10^{12} [kJ]	1,052	1,081	0,951	1,124	1,052
Differenz vom Mittelwert Epilimnion (0-10 m) 10^{12} [kJ]	0	0,029	-0,101	0,072	-
Zunahme Januar bis September 10^{12} [kJ]	0,900	0,96	0,870	1,060	0,950

Die Maxima der Gesamtwärmemenge schwankten zwischen $1,581 \cdot 10^{12}$ kJ (1996) und $1,950 \cdot 10^{12}$ kJ (1997). Die maximale Wärmemenge in der Tiefenstufe von 0-10 m lag zwischen $0,951 \cdot 10^{12}$ kJ und $1,124 \cdot 10^{12}$ kJ. Der Variationskoeffizient für den Gesamtwärmeinhalt in den Jahren 1994 bis 1997 betrug 9,1 %, für die oberen 10 m 7,0 %. Die Zunahme des Wärmeinhaltes unterschied sich zwischen 1995 und 1997 nur minimal, obwohl 1995 eine geringere Sonnenscheindauer zu verzeichnen war (Tab. 9). Allerdings war durch eine hohe Sonnenscheindauer im März 1995 – vor der Einstellung der Stagnation – noch die Verfrachtung von Wärmeenergie in größere Tiefen möglich.

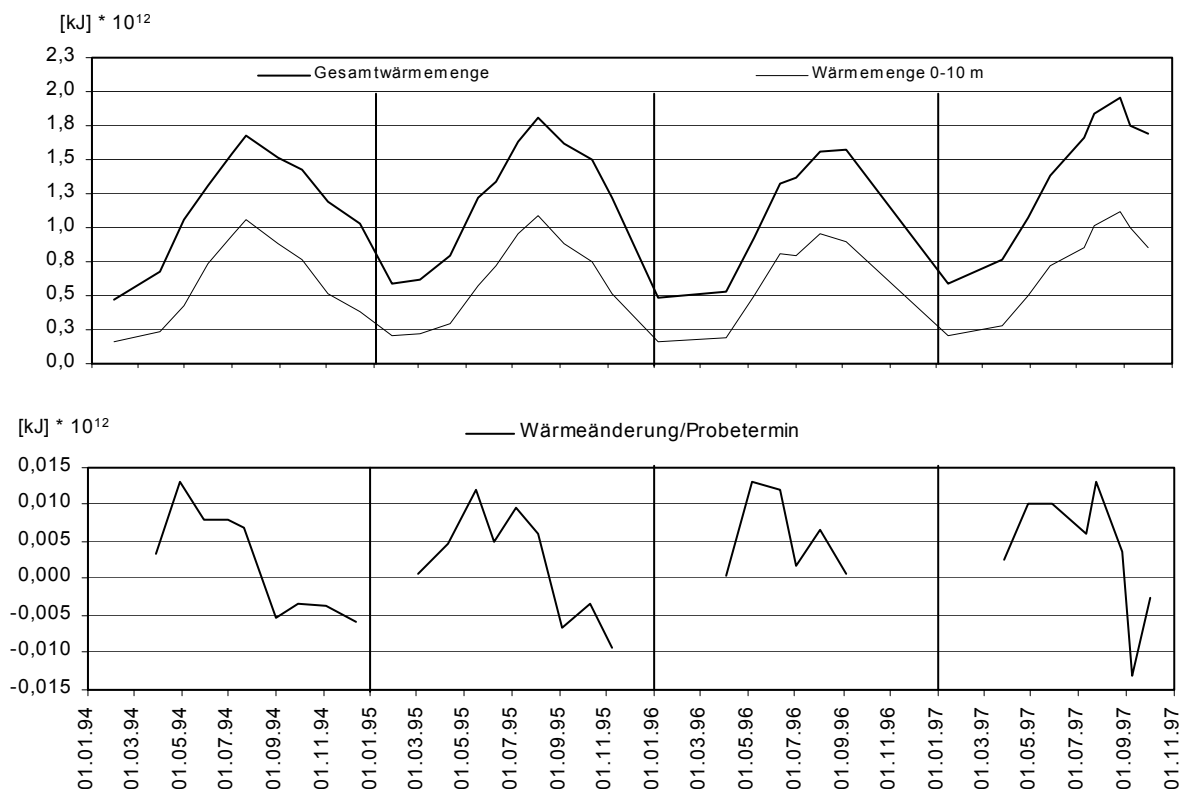


Abb. 13: Gesamtwärmemenge des Borkener Sees, Wärmemenge in 0-10 m (oben) und Wärmeänderung pro Probetermin (unten) an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997.

Die Änderung der Wärmemenge pro Tag (Abb. 13, unten) zeigt zwei Phasen der Zunahme: zum einen im April/Mai zum anderen Anfang Juli/Anfang August. Der Einbruch im Juni wird hervorgerufen durch eine niedrige Sonnenscheindauer in der 2. Junihälfte. Mit Ausnahme von 1994 ist die Sonnenscheindauer im Juni und August höher als im Juli. Dies führt zu einem Rückgang der Wärmeänderung pro Tag. Generell trat in den Herbstmonaten – im September bzw. Oktober – noch einmal eine Verzögerung der Abnahme pro Tag auf. 1997 ist der Anstieg in der zweiten Septemberhälfte (Abb. 13, unten) durch eine außergewöhnliche Zunahme der Sonnenscheindauer bedingt. Der Anstieg im Oktober 1994 und 1995 ist vermutlich ebenfalls auf eine kurzfristige Zunahme der Sonnenscheindauer zurückzuführen. Der Monat Oktober zeichnete sich in allen Jahren durch eine oder zwei Perioden von ca. 5 Tagen mit einer jeweils höheren Sonnenscheindauer von bis zu 38 Stunden aus.

Die Wassertemperaturen an den drei Flachwasserprobestellen lagen oberflächennah von Mai bis August 1997 zwischen 16,4 und 29,8 °C (Abb. 14). An der PS ‚Nordbucht‘ waren die Temperaturen mit 15 bis 23 °C deutlich niedriger. Eine Differenzierung der drei Flach-

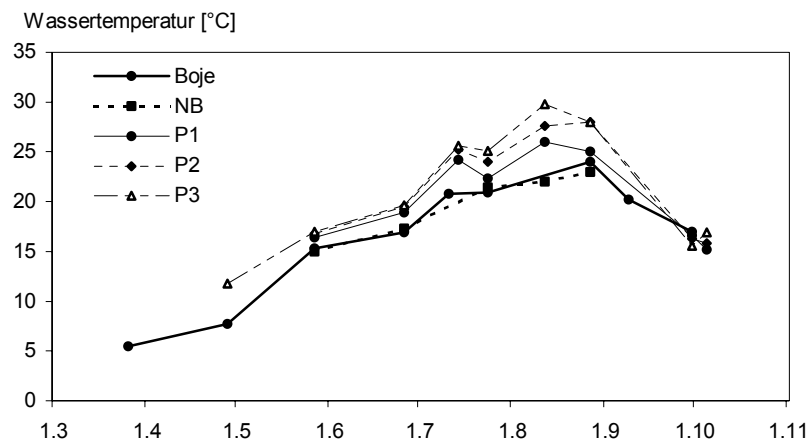


Abb. 14: Wassertemperaturen 1997 an der Oberfläche der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen PS 1, PS 2 und PS 3.

wasserprobestellen ist damit allein aufgrund der Temperatur möglich. Die Probestelle 3, die am weitesten von der Verbindungsstelle zum restlichen Seeteil entfernt lag, wies ab Mitte Juli die höchsten Temperaturen auf, am 12.8.1997 wurden dort 29,8 °C erreicht.

Dieser Teil der Flachwasserzone ist zusätzlich durch eine Schwelle in der Mitte der Bucht strömungsberuhigt und erfährt vermutlich den geringsten Wasseraustausch.

4.3.4 Sauerstoff

Die Sauerstoff-Konzentrationen des Borkener Sees lagen zwischen 7,8 und 17,3 mg/l (Abb. 15). Die höchsten Konzentrationen von 11,7 bis 17,3 mg/l bildeten im Sommer das metalimnische Maximum in Tiefen zwischen 8 bis 16 m. Das Sauerstoffprofil zeigt einen

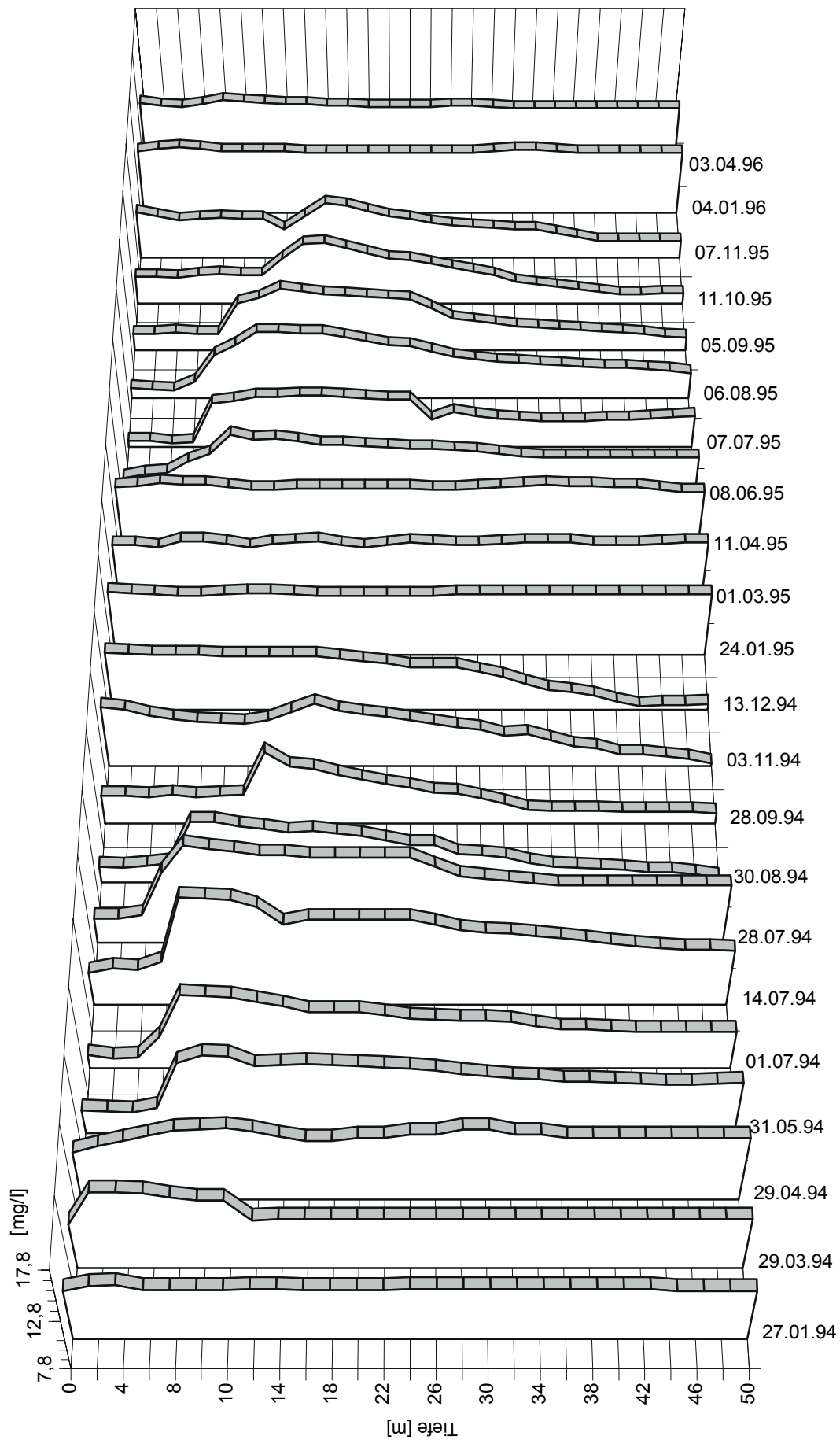


Abb. 15: O_2 -Konzentration im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996 an der PS ‚Boje‘.

ausgeprägten orthograden Verlauf mit niedrigeren Sauerstoff-Konzentrationen in Sedimentnähe und den höchsten Konzentrationen im Bereich des Metalimnions, wie es typischerweise für nährstoffarme Seen beschrieben wird. Einen Vergleich weiterer Sauerstoff-Charakteristika zeigt Tab. 10. Während der Stagnationsphase erstreckte sich das metalimnische Maximum von 8 bzw. 9-10 m (1993, 1994, 1997) und 10-12 m (1995). 1996 dehnten sich die hohen Sauerstoff-Konzentrationen über den Tiefenbereich von 10 bis 16 m aus.

Die niedrigsten Konzentrationen von 7,8 und 8,0 mg/l traten 1993 im November und 1994 sowie 1996 schon Anfang September in Sedimentnähe auf. Im Juni und Juli der untersuchten Jahre wurden im Epilimnion ähnlich niedrige Konzentrationen gemessen. Hervorgerufen wurden sie durch hohe Wassertemperaturen und die entsprechend niedrigere Löslichkeit des Sauerstoffes.

Die hypolimnische Sauerstoffsättigung nach der vollständigen Zirkulation im März betrug 91,6 bis 96,4 % (Anhang 5).

Tab. 10: Sauerstoffparameter an der Probestelle „Boje“

Jahr	O ₂ - Maximum [mg/l]	O ₂ - Minimum [mg/l]	O ₂ -Konzentration des metalimnischen Maximums [mg/l] / (Monat)	Tiefe des metalimnischen Maximums [m]	Minimale O ₂ - Sättigung über dem Sediment [%] / (Monat)
1993	14,6	8,9	14,6 / (8)	9-10	68,4 / (11)
1994	17,3	8,0	17,3 / (7)	8-10	63,0 / (11)
1995	13,1	8,1	13,0 / (8)	10-16	67,0 / (10)
1996	13,0	7,8	11,5 / (6)	10-16	60,7 / (9)
1997	11,7	8,1	11,7 / (6)	8-10	63,9 / (8)

Die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion war im Herbst 1993 und 1995 am geringsten, der Sättigungsgrad betrug 68,4 % bzw. 67,0 %. Die höchste Zehrung wurde 1996 bei einer Sauerstoffsättigung von 60,7 % festgestellt. Da für 1996 nur die Sauerstoff-Konzentration bis August vorlag, muß davon ausgegangen werden, daß die Sättigung bis Oktober bzw. November noch niedriger geworden war. Die Differenz der Sauerstoffsättigung zwischen März und den Herbstmonaten eines Jahres betrug 27,9 % (1995) bis 33,4 % (1994) bzw. 4,0 bis 4,7 mg/l Sauerstoff.

Für die Probestellen „Boje“ und „Nordbucht“ lag die Sauerstoffsättigung an allen Untersuchungsterminen 1997 bei ca. 100 % (Abb. 16 und 17). Die drei Flachwasserprobestellen wiesen in Abhängigkeit von der Jahreszeit stark schwankende Sauerstoffsättigungen auf. Die geringste Sauerstoffsättigung wurde mit 60 % Ende Mai an der Probestelle 3 gemessen.

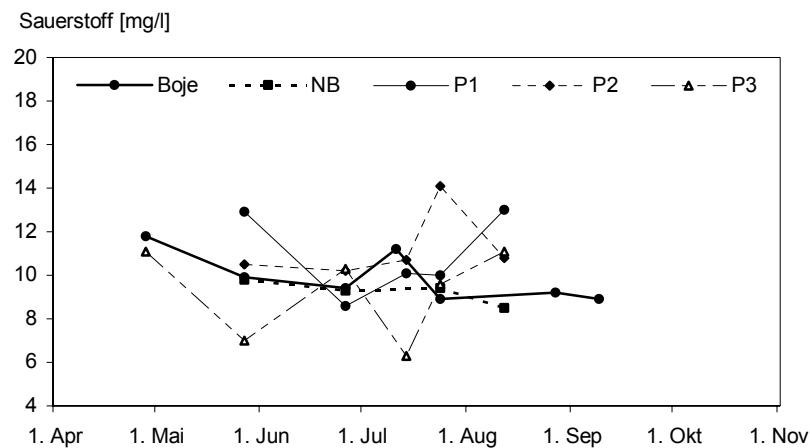


Abb. 16: Sauerstoff-Konzentration [mg/l] 1997 im Oberflächenwasser der Probestellen ‚Boje‘, ‚Nordbucht‘ und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.

Zu diesem Zeitpunkt war aufgrund des Sauerstoffdefizites und der reduzierenden Bedingungen der Ammoniumgehalt auf ca. 11 $\mu\text{g/l}$ angestiegen. Die Sauerstoffsättigung stieg an den Probestellen 1, 2 und 3 im Juli und August vermutlich aufgrund der algenbürtigen O_2 -Produktion auf bis zu 170 % an (Abb. 17). Die prozentuale Sauerstoffsättigung der fünf Probestellen unterscheidet sich nicht signifikant voneinander (FRIEDMANN-Test: Chi-Quadrat 6,3, $p = 0,18$).

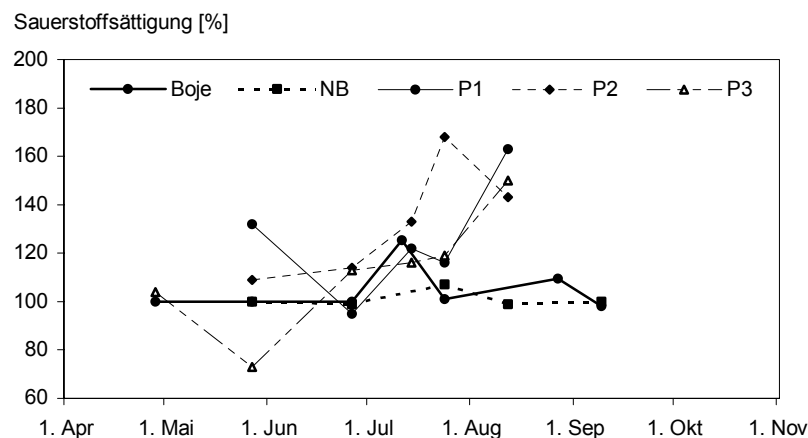


Abb. 17: Sauerstoffsättigung 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.

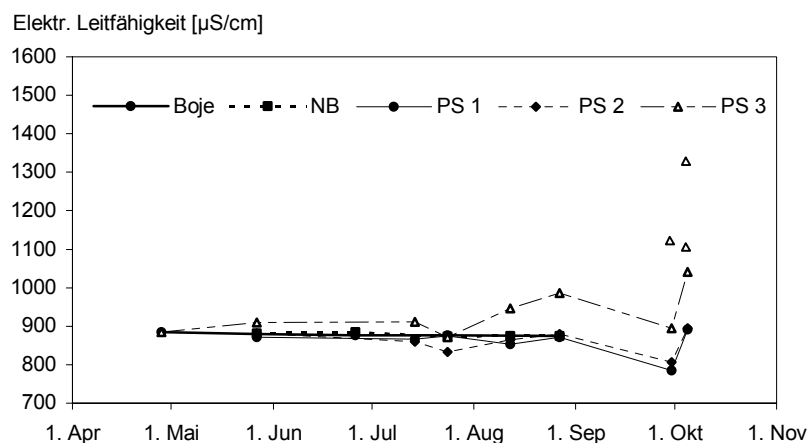
4.3.5 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Borkener Sees lag im Untersuchungszeitraum zwischen 791 und 941 $\mu\text{S/cm}$ (Abb. 19, Anhang 7). Während der Sommerstagnationsphase lagen die im Epilimnion gemessenen Leitwerte um 10 - 20 $\mu\text{S/cm}$ niedriger als im Hypolimnion.

Auch anhand der Leitwerte ist die Sprungschicht erkennbar. Von der Oberfläche bis zur Sprungschicht in 6 - 8 m Tiefe nahm die Ionenkonzentration zu, während knapp darunter niedrigere Werte zu messen waren, die mit zunehmender Tiefe wieder anstiegen.

Im Jahresverlauf stieg die elektrische Leitfähigkeit über dem Sediment von Januar bis Ende Juli/Anfang August um 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1994), 42 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1995) bzw 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1996) an. Eine Verbindung zu der Ca-Konzentration wird in Kap. 4.3.10 aufgezeigt.

Bei den herbstlichen Messungen waren keine ausgeprägten vertikalen Differenzen zu beobachten, da durch die beginnende bzw. fast abgeschlossene Vollzirkulation die vertikale Schichtung wieder aufgehoben worden war. Die Messungen im Januar 1994 und 1996



ergaben eine leichte Abnahme der Leitfähigkeit in tieferen Wasserschichten.

Die Elektrische Leitfähigkeit der Probestellen der Flachwasserbucht lag im Untersuchungszeitraum zwischen 878 und 1041 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 18). Die Probestellen ‚Nordbucht‘, PS 1 und PS 2 der Flachwasserzone wiesen sehr einheitliche Werte um 880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Ab Mitte August trat eine Differenzierung mit einem Anstieg der Leitfähigkeit an der PS 3 auf. Dort wurden dann im Oktober 1997 die höchsten Werte gemessen. Am 12.8. lag die Leitfähigkeit um 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher als an den anderen Probestellen, bei einer weiteren Messung in 20 cm Entfernung sogar um ca. 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher. Anfang Oktober wurden an der PS 3 innerhalb eines kleinräumigen Bereiches von 40 x 40 cm^2 stark differierende elektrische Leitfähigkeiten von bis zu 1303 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, die um bis zu 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher lagen als an den weiteren Probestellen der Flachwasserzone.

Abb. 18: Veränderung der Elektrischen Leitfähigkeit 1997 im Oberflächenwasser an den PS ‚Boje‘, PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3. Die drei Dreiecke stellen zusätzliche Messungen im Umkreis von Probestelle 3 dar.

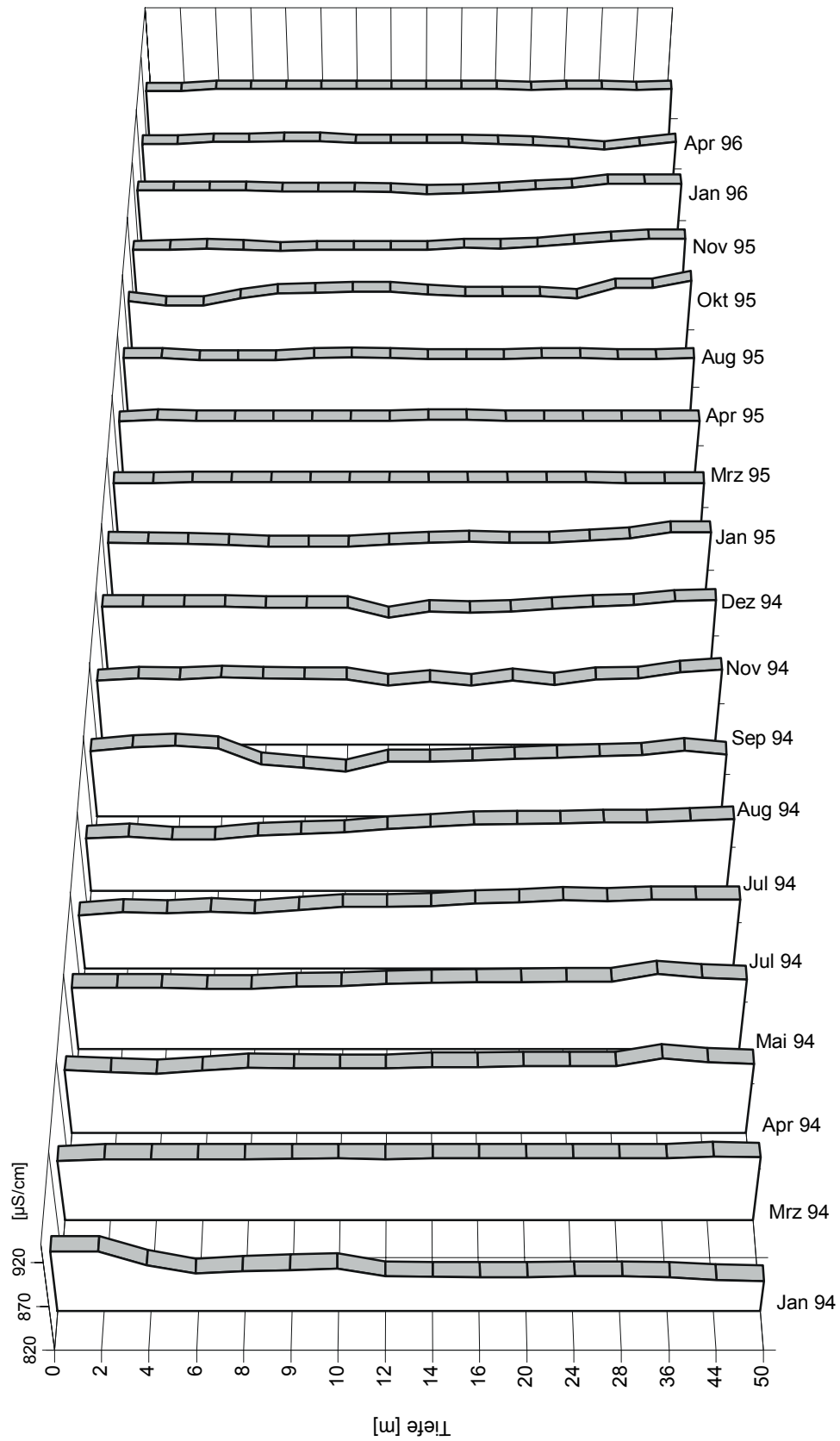


Abb. 19: Elektrische Leitfähigkeit im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996 an der PS „Boje“.

4.3.6 pH-Wert

Die von August 1993 bis August 1997 gemessenen pH-Werte lagen zwischen 7,5 und 8,6 (Abb. 20). Im Januar war der Borkener See – wie an den Vertikalprofilen der Temperaturmessungen sichtbar – vollständig zirkuliert, so daß keine deutlichen pH-Unterschiede zwischen den einzelnen Tiefenstufen feststellbar waren. Der pH-Wert lag im gesamten Profil bei 8,3 (1994) bzw. 8,0 (1995 und 1996).

Verbunden mit der Ausbildung der thermischen Schichtung im Frühsommer waren mit zunehmender Tiefe niedrigere pH-Werte meßbar. Oberhalb der Sprungschicht bei 8-10 m liegen die pH-Werte während des Sommers (8,3) deutlich höher als im Hypolimnion (7,5-8,2).

Die pH-Differenz zwischen Epilimnion und Hypolimnion lag für den Monat August 1994 bei 1,0, 1995 bei 0,8 Einheiten und in den folgenden Jahren bei 0,4 bzw 0,6 Einheiten.

Bis zum Oktober sanken die pH-Werte durch Oxidationsprozesse und Freisetzung von CO₂ mit zunehmender Tiefe kontinuierlich bis pH 7,3 (1994) bzw. pH 7,4 (1995) ab, bis durch die Phase der Vollzirkulation die Schichtung wieder vollständig aufgelöst wurde.

Die pH-Werte an den drei Probestellen der Flachwasserbucht lagen zwischen 7,6 und 9,1 (Tab. 11). Die niedrigsten pH-Werte waren Ende Mai an der Probestelle 3 zu finden, zu einem Zeitpunkt, an dem die Ammonium-Konzentration sehr hoch lag (Kap. 4.3.8.3).

Tab. 11: PH-Werte an den drei Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone und der PS ‚Nordbucht‘.

Probestelle	27.5.1997	12.8.1997	27.8.1997
PS ‚Boje‘	8,3	-	8,2
PS ‚Nordbucht‘	8,1	8,2	8,8
PS 1	8,7	9,1	8,4
PS 2	8,1	8,6	8,8
PS 3	7,6	8,1	8,3

Im Vergleich zu den zwei Pelagialprobestellen PS ‚Boje‘ und der PS ‚Nordbucht‘ war der pH-Wert der Litoralprobestelle 1 (PS 1) stets um 0,2 bis 0,6 Einheiten höher.

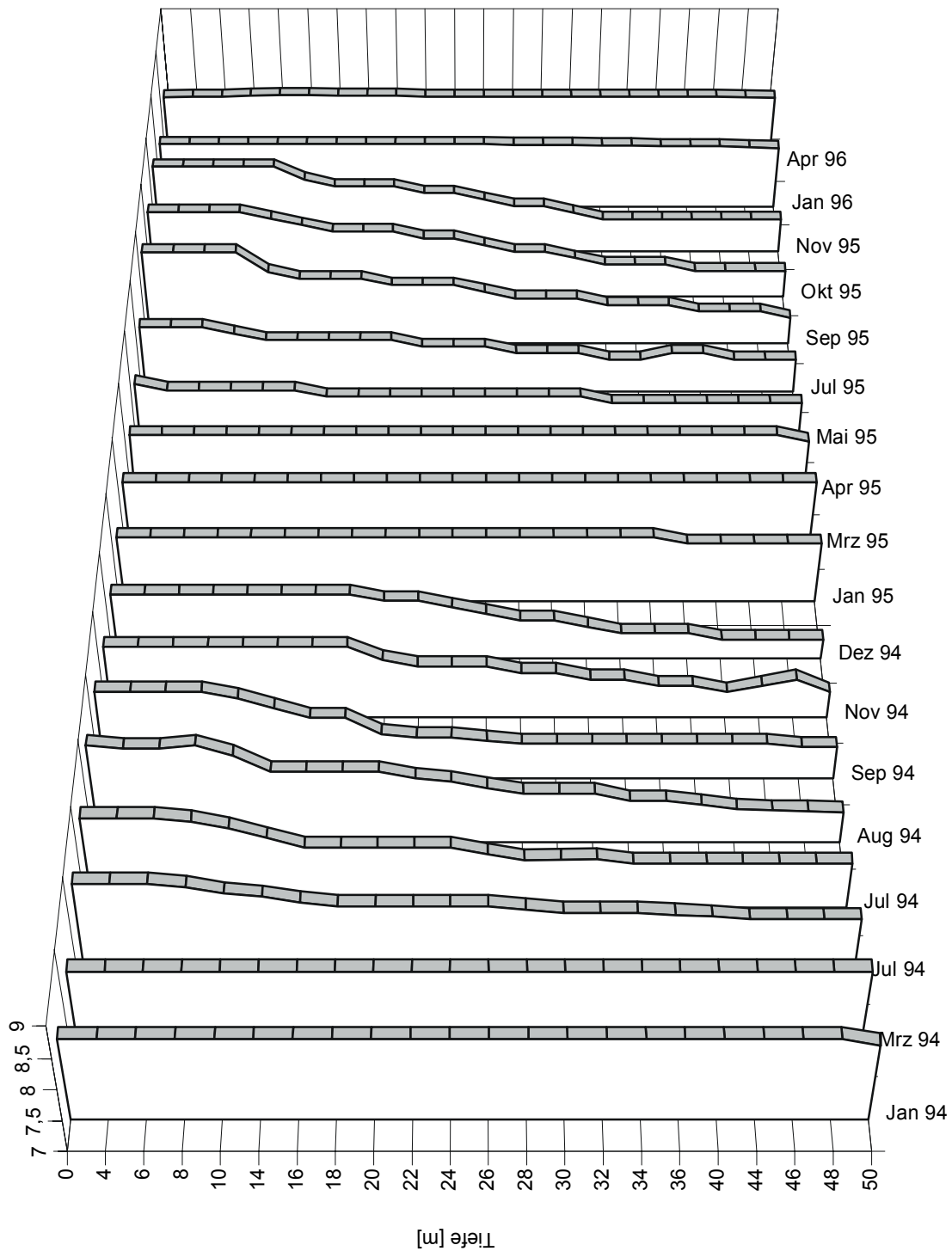


Abb. 20: pH-Wert im Tiefenprofil von Januar 1994 bis April 1996 an der PS 'Boje'.

4.3.7 Gesamt-Phosphat (TP) und o-Phosphat (SRP)

Sowohl im Jahresverlauf als auch tiefenabhängig wies der Borkener See 1993 bis 1997 an der PS ‚Boje‘ TP-Konzentrationen auf, die mit einer Ausnahme 12 µg/l (Abb. 22) nicht überschritten. Die 1994 ebenfalls untersuchte PS ‚Nord‘ wies in den von 0-20 m integrierten Proben TP-Konzentrationen auf, die vergleichbar mit denen der PS ‚Boje‘ sind, während die PS ‚Süd‘ maximale Konzentrationen von 17 µg/l im Sommer 1994 erreichte (Anhang 7).

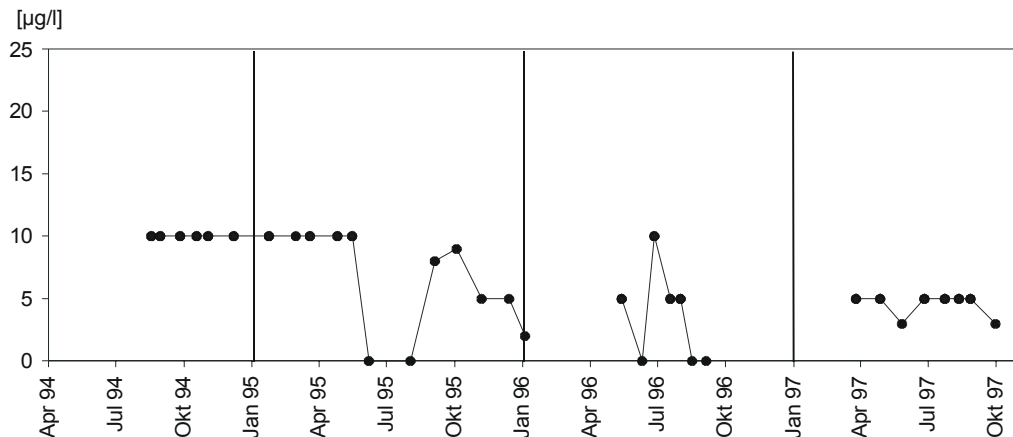


Abb. 21: Ortho-Phosphat-Konzentration der summierenden Probenahme von 0-20 m von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘. Werte unterhalb der Standard-Konzentrationen von 5 bzw. 10 µg/l wurden geschätzt (vgl. Kap. 3.2.1).

Die o-Phosphat-Konzentrationen lagen an der PS ‚Boje‘ von 1994 bis 1997 – abgesehen von wenigen Ausnahmen in der zweiten Jahreshälfte 1994 – unter 10 µg/l (Abb. 21, Anhang 7).

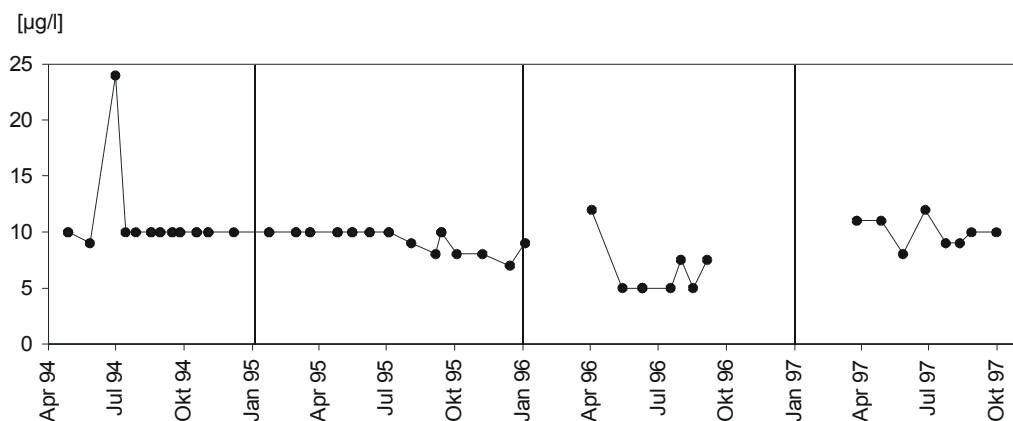


Abb. 22: Gesamt-Phosphat-Konzentration der summierenden Probenahme von 0 – 20 m von April 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘. Unausgefüllte Kreise sind Konzentrationen, die noch unter 10 bzw. 5 µg/l lagen.

Hohe o-Phosphat-Konzentrationen waren in der zweiten Jahreshälfte 1994 meist nur in einer Tiefenstufe pro Probetag zu messen. Ob es sich hierbei um während des Absinkprozesses eingeschichtetes Plankton in der Dekompositionsphase handelt oder methodisch bedingte Ursachen vorliegen, konnte nicht geklärt werden. Für die sehr hohen Konzentrationen Mitte Juli 1994 in 8 und 10 m Tiefe (Anhang 7) liegt möglicherweise ein durch das Umfüllen des Probewassers (evtl. Kontamination mit phosphatbelastetem Behältnis) bedingter Ausreißer zugrunde. Die Gesamt-Phosphat-Konzentration der entsprechenden summierten Probe von 0 bis 20 m wies dagegen mit 10 µg/l keine außergewöhnlich hohen Konzentrationen auf (Abb. 22).

In Tab. 12 wurden die an der PS ‚Boje‘ mit dem SCHRÖDER-Schöpfer von 0 – 20 m ermittelten Phosphat-Konzentrationen zusammengestellt. Es wurden jeweils die Gesamt- und o-Phosphat-Konzentrationen der summierenden Proben zur Zeit der Frühjahrszirkulation angegeben, zum einen wegen der gleichmäßigen Verteilung der Nährstoffe nach der Umwälzung und zum anderen, um die zu diesem Zeitpunkt auftretenden höchsten Phosphat-Gehalte nachzuweisen. Die o-Phosphat-Konzentrationen – vor allem in den Sommermonaten – zeigen an, wie stark der Phosphat-Verbrauch war und ob Phosphat zum limitierenden Faktor wurde.

Tab. 12: Gesamt-Phosphat und o-Phosphat-Konzentration zur Frühjahrszirkulation und im Sommer an der Probestelle ‚Boje‘.

Jahr	Gesamt-Phosphat-Konzentration [µg/l]		o-Phosphat-Konzentration [µg/l]	
	Frühjahrs- zirkulation	Sommer Juni-September	Frühjahrs- zirkulation	Sommer Juni-September
1994	< 10	< 10	n. n. (28.4.)	< 10
1995	< 10	< 9	< 10 (20.3.)	< 8 *
1996	< 12	6	< 5 (3.4.)	< 5 *
1997	11	10	< 5 (26.3.)	< 5 *

* mit Einschränkung aufgrund einzelner Probetermine mit nicht nachweisbaren (n. n.) Konzentrationen

Sowohl die Gesamt-Phosphat als auch die o-Phosphat-Konzentrationen sind sehr niedrig. Es konnte im Verlauf der vier Untersuchungsjahre keine Tendenz zur Zu- bzw. Abnahme festgestellt werden.

Bei der Untersuchung von sieben Litoralprobestellen im Juli 1996 war o-Phosphat nicht nachweisbar, während die TP-Konzentration an allen sieben Probestellen bei 7,5 µg/l lag. Das Pelagial an der PS ‚Boje‘ wies zu diesem Zeitpunkt eine geringe o-Phosphat-Konzentration von unter 5 µg/l und eine niedrigere TP-Konzentration von 5 µg/l auf.

Aufschlußreich sind auch die o-Phosphat-Konzentrationen im Tiefenprofil, speziell die Konzentrationen im Epi- und Hypolimnion, um eine Limitierung des Nährstoffes Phosphat diskutieren zu können. Perioden nicht nachweisbarer o-Phosphat-Konzentrationen im Epi-limnion waren im Frühjahr 1994, Juli 1994, November 1994, Januar 1995, Juni und August 1995, Juni, August und September 1996 und sehr geringe Konzentrationen von 3 µg/l im Mai

und September 1997 zu beobachten (Anhang 7). Im Januar und im Sommer 1995 erstreckte sich die Zone nicht nachweisbarer Konzentrationen auch über das Meta- und Hypolimnion.

Den Vergleich der TP-Konzentrationen und o-Phosphat-Konzentrationen von zwei Freiwasser- und drei Flachwasserprobestellen 1997 zeigt Abb. 23.

Die Gesamt-Phosphat-Konzentration lag an allen Untersuchungsstellen unter 15,5 µg/l, die o-Phosphat-Konzentration unter 11,8 µg/l. Der Gesamt-Phosphat-Gehalt an den drei Flachwasserprobestellen lag im Juli 1997 mit 8-11,4 µg/l etwas höher als an den im Juli 1996 gemessenen Litoralprobestellen des restlichen Sees, die eine Gesamt-Phosphat-Konzentration von 7,5 µg/l aufwiesen (BOHLE et al. 1997).

Die Schwankung der Gesamt-Phosphat-Konzentration war an der PS ‚Boje‘ am geringsten und an der PS 3 am höchsten. Während die Mittelwerte der fünf Probestellen sich lediglich um max. 1,7 µg/l für TP-Konzentration unterscheiden, ergibt sich für die o-Phosphat-Konzentration eine maximale Differenz der PS ‚Boje‘ und der PS 3 von 5 µg/l. Die Gesamt- und o-Phosphat-Konzentrationen der fünf Probestellen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (FRIEDMANN-Test: G-Phosphat Chi-Quadrat 3,3, p = 0,51, o-Phosphat Chi-Quadrat 6,3, p = 0,18).

Ein Anstieg der Mittelwerte der o-Phosphat-Konzentration von der PS ‚Boje‘ zur PS 3 der Flachwasserzone bei gleichzeitiger relativer Konstanz der TP-Konzentration bedeutet eine Abnahme des gebundenen Phosphates. Die PS ‚Boje‘ wies ganzjährig die höchsten Konzentrationen an gebundenem Phosphat auf.

Der Anteil des gebundenen Phosphates an der TP-Konzentration lag 1997 bei den PS ‚Nordbucht‘ und ‚Boje‘ mit einer Ausnahme über 45 %. Für die Probestellen der Flachwasserzone lagen sie mit wenigen Ausnahmen unter 45 %, dabei war der Anteil an der PS 1, die am nächsten zum Freiwasserkörper des Sees liegt, am höchsten. Dies zeigt, daß selbst bei Konzentrationen unter 16 µg/l Gesamtphosphat eine Differenzierung der Probestellen erkennbar ist. Probestellen, die die niedrigsten TP-Konzentrationen aufwiesen (PS ‚Boje‘,

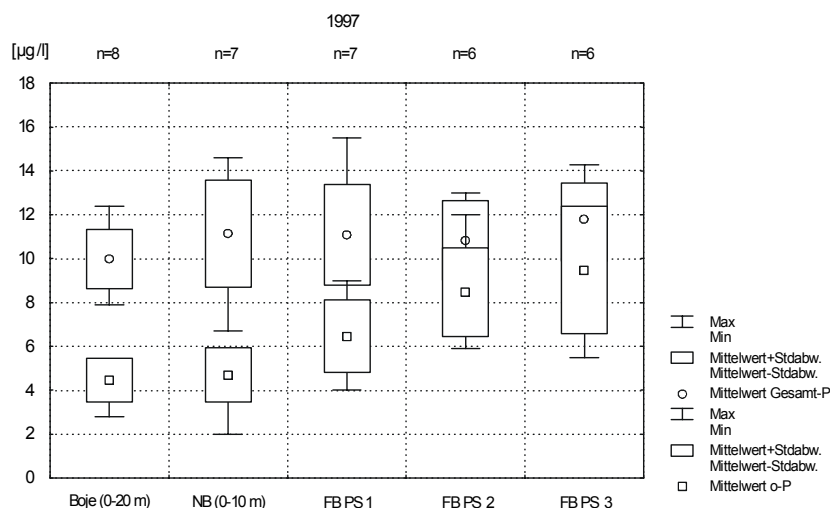


Abb. 23: Gesamt-Phosphat- und o-Phosphat-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone

PS ,Nordbucht, teilweise PS 1 der Flachwasserzone), waren mit 56 % gekennzeichnet durch einen hohen Anteil an gebundenem Phosphat an der TP-Konzentration. Im Bereich der Flachwasserzone – vor allem PS 2 und PS 3 – dagegen war mit einem prozentualen Anteil von 80 % an Gesamt-Phosphat ganzjährig ein höherer Anteil an gelöstem Phosphat vorhanden.

4.3.8 Stickstoffverbindungen

Eine Übersicht der N-Konzentrationen der Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium im Verlauf der Untersuchungsjahre zeigt Tab. 13.

Tab. 13: Nitrat-N-, Nitrit-N- und Ammonium-N-Konzentration an den PS ,Boje‘ und ,Nordbucht‘ und den drei PS in der Flachwasserzone (FB).

Jahr	Probestelle	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [µg/l]	NH ₄ -N [µg/l]	Σ anorg. N [µMol/l]
1993	Boje ^{1,2}	1,1-1,9	<10 - 21	14-49	82-139
1994	Boje ¹	0,9-2,2	< 10-27	4-128	70-163
1995	Boje ¹	1,1-2,7	8-14	3-72	82-196
1996	Boje ^{1,2}	1,2-2,2	5-10	6-27	87-158
1997	Boje (0-20 m) ³	1,1-1,3	8-10	3-14	80-94
1997	Nordbucht (0-10 m) ³	1,3-1,7	7-12	7-12	94-123
1997	FB - PS 1 ⁴	0,3-1,2	4-21	11-40	23-88
1997	FB - PS 2 ⁴	0,07-0,9	2-17	9-58	7-67
1997	FB - PS 3 ⁴	0,1-0,3	1-11	7-108	11-25

¹ Tiefenprofil, ² Tiefenprofile nicht ganzjährig vorhanden, ³ Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer,

⁴ Probenahme aus 0,5 m Tiefe .

4.3.8.1 Nitrat

Die Konzentration von Nitrat-N lag im Borkener See zwischen 0,9 und 2,7 mg/l (Tab. 13 und Abb. 24).

Während der Frühjahrszirkulation wurden Nitrat-N-Konzentrationen von 1,3 bis 1,6 mg/l im gesamten Wasserkörper nicht überschritten. Die Differenzbeträge Epilimnion-Sedimentnähe betrugen zur Zeit der thermischen Schichtung im August 1994 0,1 bis 0,3 mg/l, im Juli 1995 sogar 0,7 bzw. 0,9 mg/l und im Juni 1996 0,4 mg/l.

Mit zunehmender Tiefe stiegen die Meßwerte im Borkener See leicht an (Anhang 23). Der Gehalt an Nitrat-N ist in der Regel im Epilimnion durch die Aufnahme für die Primärproduktion geringer als im Hypolimnion, zumindest in den Monaten mit einer höheren Phytoplanktonproduktion.

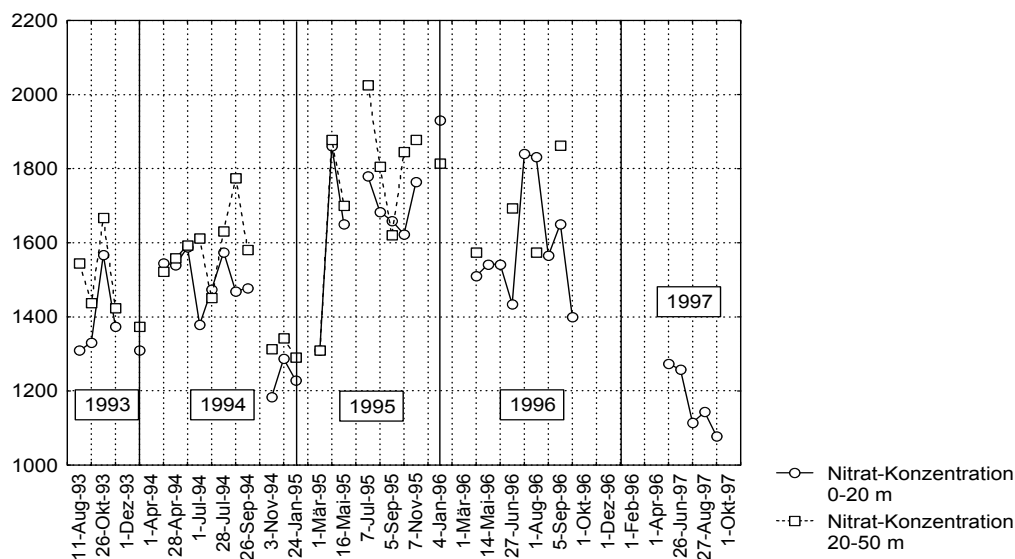


Abb. 24: Nitrat-N-Konzentration an der Probestelle ‚Boje‘ von August 1993 bis September 1997. Werte gemittelt über 0 bis 20 m und 20 bis 50 m Tiefe.

Die Schwankungsbreite der Nitrat-N-Konzentration innerhalb eines Jahres betrug ca. 0,4 bis 0,5 mg/l. Die Spitzenwerte im Epilimnion in den einzelnen Jahren fielen in die Frühjahrsmonate April/Mai und in den Frühsommer (Juli). Im Verlauf der Untersuchungsjahre war eine Tendenz zur Erhöhung der Nitrat-N-Konzentrationen von 1993 bis 1995 erkennbar. Ein Rückgang der Konzentration ergibt sich aus den Werten von 1995 bis 1997. Inwiefern diese Tendenz biogene Ursachen hat, wird in Kapitel 4.5.3.2 näher betrachtet.

Die Probestellen der Flachwasserzone zeigten eine sehr unterschiedliche Dynamik des Verlaufes der Nitrat-N-Konzentrationen (Abb. 25 und Abb. 26). Die PS 1 und 2 wiesen im Mai noch ähnlich hohe Nitrat-N-Konzentrationen (0,9-1,3 mg/l Nitrat-N) wie die PS ‚Nordbucht‘ auf. Im Verlauf der Sommermonate sank die Konzentration an diesen Probestellen jedoch unter 0,4 mg/l ab.

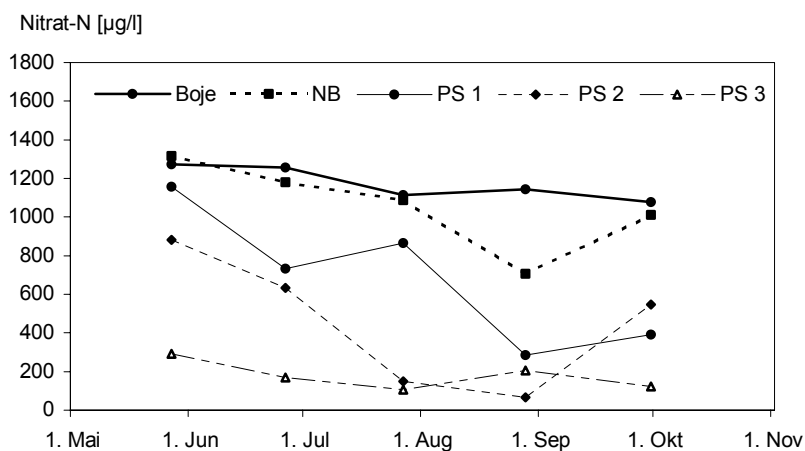


Abb. 25: Nitrat-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone.

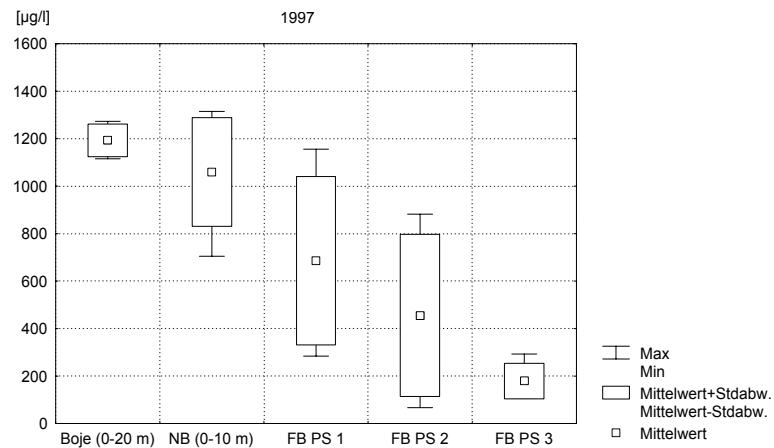


Abb. 26: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Nitrat-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.

An der PS 3 lagen während des gesamten Untersuchungszeitraumes die Nitrat-N-Konzentrationen unter 0,4 mg/l. Der Nitrat-Gehalt war im Vergleich zu den restlichen Probestellen sehr niedrig. Insgesamt unterschieden sich die Nitrat-Konzentrationen der fünf Probestellen höchst signifikant voneinander (FRIEDMANN-Test: Chi-Quadrat 17,9, $p = 0,001$).

4.3.8.2 Nitrit

Die Nitrit-N-Konzentrationen der Tiefenprofile lagen in der Regel unter 10 µg/l. In den Monaten Juli und August wurden im Epilimnion Konzentrationen bis 21 µg/l festgestellt. Leicht höhere Nitrit-N-Konzentration waren auch im September 1994 in Sedimentnähe und im Dezember 1995 in den mittleren Tiefenstufen zu finden (Anhang 7). Höhere Konzentrationen als 10 µg/l stellten eine Ausnahme dar. Da Nitrit im sauerstoffreichen Milieu des Borkener Sees zu Nitrat oxidiert wird und sich aufgrund des Redoxpotentials nicht anreichert, waren keine ausgesprochen hohen Nitrit-Werte im Pelagial zu erwarten.

Für die PS ‚Nordbucht‘ bestätigten sich die niedrigen Nitrit-Werte der Vorjahre, da die Konzentrationen auch 1997 von Mai bis Oktober um 10 µg/l lagen (Anhang 7). Dagegen schwankten die Konzentrationen der Flachwasserprobestellen von 1,2 bis 21,1 µg/l. Ebenso wie die Nitrat-N-Konzentration lag auch die Nitrit-N-Konzentration an der PS 3 am niedrigsten. Die höchsten Nitrit-N-Konzentrationen wurden an der PS 1 gemessen (Abb. 27). Die Standardabweichung und der Mittelwert war auch an dieser Probestelle am größten (Abb. 28). Die Freiwasserprobestellen zeigten im Jahresverlauf weitaus geringere Schwankungen als die Probestellen der Flachwasserzone. Es bestand jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den fünf Probestellen (FRIEDMANN-Test: Chi-Quadrat 8,6; $p = 0,07$).

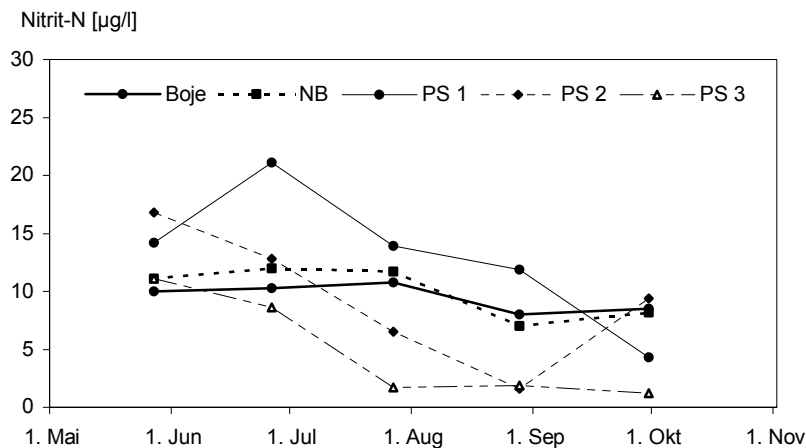


Abb. 27: Nitrit-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.

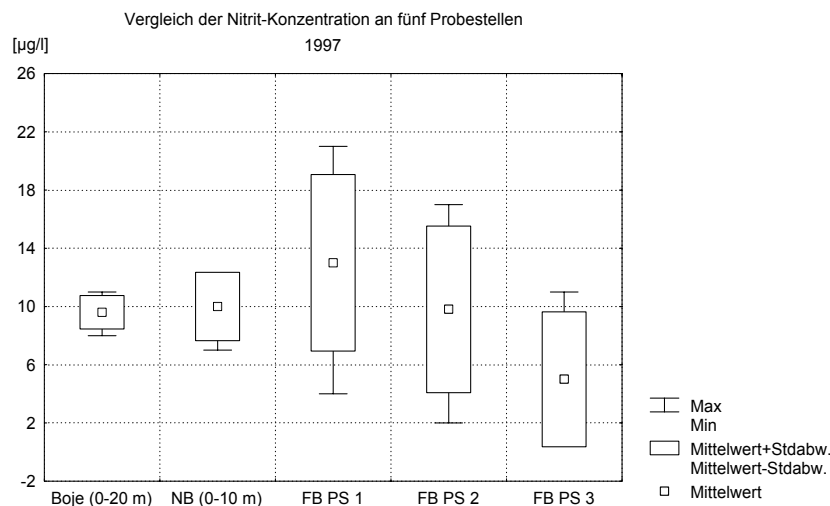


Abb. 28: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Nitrit-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.

4.3.8.3 Ammonium

Die Ammonium-N-Konzentrationen des Borkener Sees lagen an der PS ‚Boje‘ zwischen 4 und 72 µg/l (Anhang 7). Die im August 1994 (36 m) gemessene Konzentration von 128 µg/l ist vermutlich auf einen Meßfehler zurückzuführen, da bei einem Sauerstoffgehalt von 9,2 mg/l keine Werte über 100 µg/l möglich sind (HÖLTING 1989).

Die Ammonium-N-Konzentration stieg mit zunehmender Tiefe leicht an. Die niedrigsten Konzentrationen (bis 25 µg/l) wurden im Epilimnion jeweils in den Monaten Juli und August (1994 und 1995), November und Januar (1994, 1995 und 1996) und April (1996) gemessen. Im Hypolimnion waren sie während der Zirkulationsphase am niedrigsten. Da Ammonium einerseits primärer anorganischer N-Metabolit beim Abbau von Proteinen und Aminosäuren

und Exkretionsprodukt von Zooplanktern im Gewässer ist, andererseits aber auch bevorzugter Aufnahmemetabolit von Algen ist, hängt der Ammonium-Gehalt vom Verhältnis dieser Prozesse zueinander ab. Ammonium soll aufgrund einer geringeren Phytoplankton-dichte in größeren Tiefen kontinuierlich zunehmen (SCHWOERBEL 1993, LAMPERT & SOMMER 1993).

Im Borkener See traten erst im unteren Hypolimnion (ab 36 m Tiefe) während der Stagnationsphase in den Monaten Juli, August und September höhere Konzentrationen (bis 72 µg/l) auf. Eine Akkumulation findet im Hypolimnion statt, da Ammonium aufgrund geringerer Strahlungsintensitäten und damit einhergehender fehlender Photosyntheseaktivität (aphotische Zone) durch Algen nicht mehr verbraucht wird. Höhere hypolimnische Konzentrationen im Vergleich zu den epilimnischen waren in den Sommermonaten immer verbunden mit einem um 0,5 bis max. 1,1 Einheiten höherem pH-Wert in Sedimentnähe, während in den restlichen Monaten die pH-Unterschiede im Freiwasserkörper nicht stark ausgeprägt waren.

Einen Trend zur Zu- bzw. Abnahme des Ammonium-Gehaltes im Verlauf des Untersuchungszeitraumes zeigen die vorliegenden Daten nicht. Die Ammonium-N-Konzentration blieb relativ konstant.

Die Ammonium-N-Konzentration an den Probestellen der Flachwasserzone lagen höher als an den Freiwasserprobestellen (Abb. 29 und 30). Die windgeschützte Lage mit geringerem Wasseraustausch ließ den Ammoniumgehalt zwischen den emersen Wasserpflanzen an der PS 3 schon im Frühjahr bis auf 110 µg/l ansteigen. Der FRIEDMANN-Test zeigte eine signifikante Differenz zwischen den fünf Probestellen an (Chi-Quadrat 10,2; $p = 0,04$).

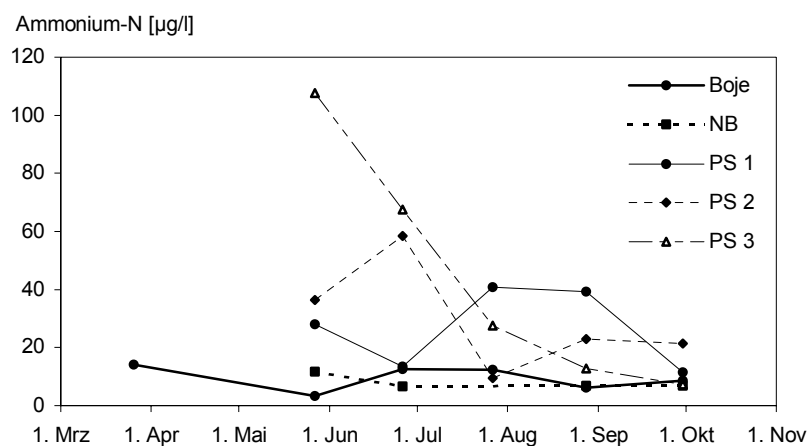


Abb. 29: Ammonium-N-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der PS 'Boje', der PS 'Nordbucht' und den Flachwasserprobestellen 1, 2 und 3.

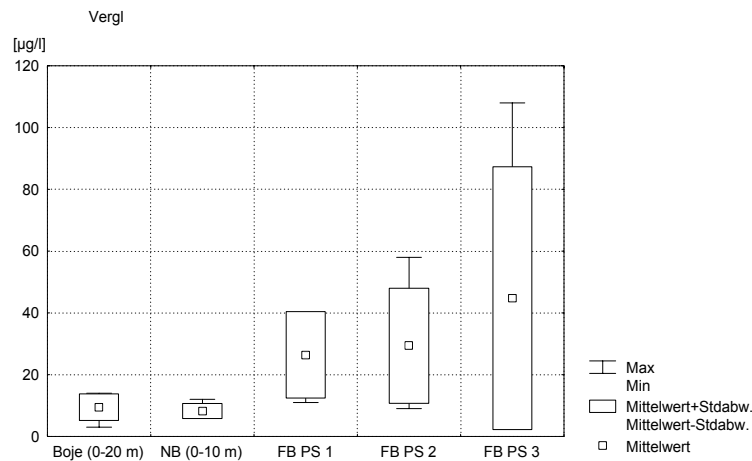


Abb. 30: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Ammonium-N-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.

4.3.9 Silicium

Für den Borkener See wurden im Tiefenprofil Si-Konzentrationen von 0,4 mg/l bis 4,7 mg/l gemessen. Während der Zirkulationsphase war Silicium relativ homogen im Wasserkörper verteilt, die Differenz vom Epi- zum Hypolimnion betrug in den Monaten Oktober bis Januar maximal 0,3 mg/l. In den Sommermonaten konnte ein Anstieg der Silicium-Konzentrationen von der Oberfläche bis in tiefere Schichten festgestellt werden. Die Differenz betrug bis zu 1,7 mg/l. Die Sedimentation der Diatomeenfrusteln und die geringe Lösungsrate aus den Schalen während des Absinkprozesses führen zu diesem Zeitpunkt zu einer Silikat-Verarmung in der trophogenen Zone. In den Sommer- und Herbstmonaten war die Differenz stärker ausgeprägt, da der pH-Wert im Verlauf des Sommers in Sedimentnähe bis pH 7,4 abnahm und niedrige pH-Werte zu einer stärkeren Löslichkeit von Silikat aus dem Sediment führten. Das Tiefenprofil der Silikatverteilung des Borkener See belegt somit einen leicht ansteigenden Silikatgehalt mit zunehmender Tiefe.

Die epilimnischen und hypolimnischen Mittelwerte des Tiefenprofils im Januar zeigten von 1994 bis 1996 eine Konzentrationsabnahme von 2,8 auf 2,3 mg/l Silicium. Obgleich die Mittelwerte nach der Zirkulationsphase sich damit nur wenig erniedrigten, ist dennoch über den gesamten Zeitraum eine Tendenz zur Verarmung des Seewassers an Silikat zu erkennen (Abb. 31).

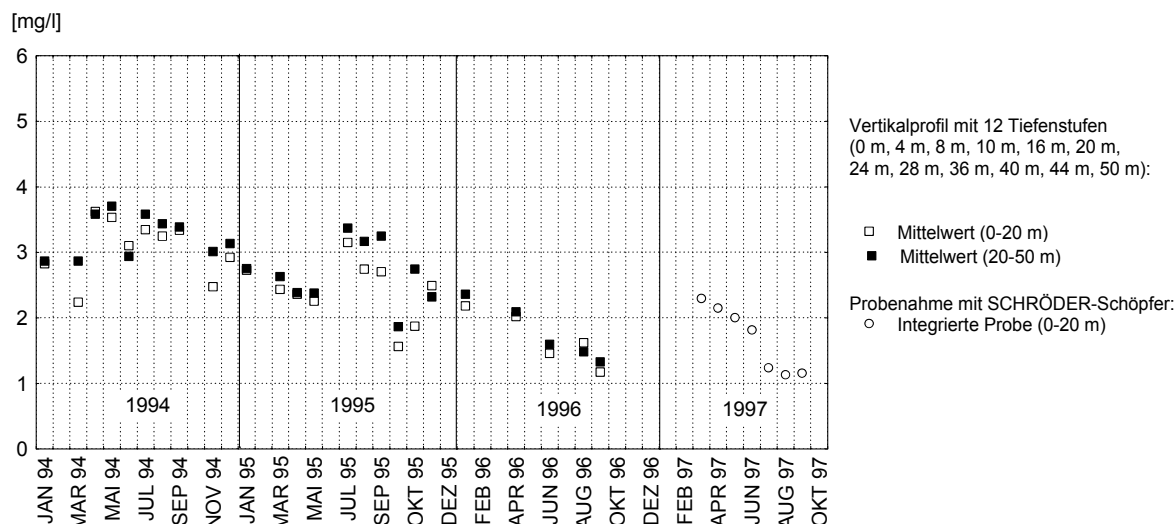


Abb. 31: Silicium-Si-Konzentration von 1994 bis 1997 an der Probestelle ‚Boje‘. Von 1994 bis 1996 Tiefenprofilmessungen, 1997 summierende Probenahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer.

Die Silicium-Konzentrationen lagen 1997 an den vier untersuchten Probestellen zwischen 0,15 mg/l (PS 3) und 2,3 mg/l (PS ‚Boje‘). Die PS ‚Boje‘ wies die höchsten Silicium-Konzentrationen auf (Abb. 32 und 33). Von den drei Flachwasserprobestellen lag die Konzentration an der PS 3 mit 0,15 bis 0,22 mg/l am niedrigsten. Der FRIEDMANN-Test zeigte einen höchst signifikanten Unterschied zwischen den fünf Probestellen (Chi-Quadrat 17,9; $p = 0,001$)

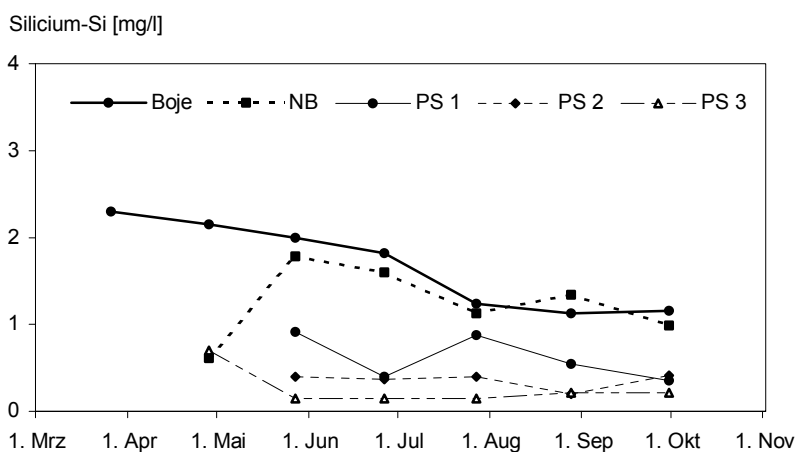


Abb. 32: Silicium-Si-Konzentration 1997 im Oberflächenwasser an der Probestelle ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den drei Flachwasserprobestellen PS 1, 2 und 3.

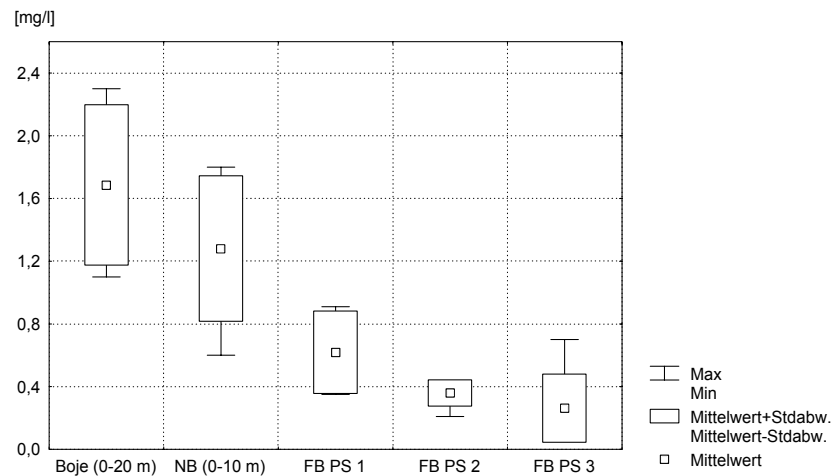


Abb. 33: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum-Werte der Silicium-Si-Konzentration im Oberflächenwasser an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und den Probestellen 1, 2 und 3 der Flachwasserzone 1997.

Die Silikatzehrung durch Aufwuchskieselalgen und planktische Diatomeen wird an Hand der im Jahresverlauf abnehmenden Silikat-Werte an der PS 1 der Flachwasserzone deutlich. PS 2 besaß eine fast gleichbleibend niedrige Silikat-Konzentration. Diese Probestelle befand sich über unbewachsenem Feinsediment, dessen Oberfläche vor allem im Sommer mit einem Diatomeenrasen überzogen war. An der PS 3 wurden die niedrigsten Konzentrationen gemessen. Hier könnte die Zehrung durch Aufwuchskieselalgen eine große Rolle gespielt haben, da die PS von Makrophyten umgeben war. An der PS ‚Boje‘ nahm die Konzentration im Epilimnion von 2,3 auf 1,2 mg/l bis Ende September ab. Eine Abnahme ist auch an der PS ‚Nordbucht‘ zu erkennen. Die Verfügbarkeit von Silicium war jedoch an den Probestellen ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ im Vergleich zu den Flachwasserprobestellen ganzjährig wesentlich höher. Der Rückgang wird hier jedoch maßgeblich durch die Zehrung silikatverbrauchender Phytoplankter bestimmt.

4.3.10 Calcium, Magnesium, Gesamthärte

Die Meßwerte für Calcium lagen für die 14 Probetermine von August 1993 bis November 1995 zwischen 62,5 und 132,26 mg/l, für Magnesium zwischen 31,6 und 91,1 mg/l. Im zeitlichen Verlauf von August 1993 bis November 1995 ließ sich keine wesentliche Veränderung des Ca-Gehaltes oder auch des Magnesium-Gehaltes feststellen (Anhang 7). Die Minima und Maxima sind in Tab. 14 aufgeführt.

Tab. 14: Minima und Maxima der Calcium- und Magnesium-Konzentration und der Gesamthärte des Tiefenprofils im November 1993, 1994 und 1995 an der Probestelle „Boje“.

	Calcium [mg/l]		Magnesium [mg/l]		Gesamthärte °dH	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1993 ¹	96,2	108,2	46,2	69,2	26	29
1994 ²	100,2	112,2	43,7	63,2	27	30
1995 ³	96,2	104,2	58,3	75,4	27	32

¹ Aug. bis Nov., ² ganzjährig, ³ Mai, Aug., Nov.

Saisonal treten durchaus Veränderungen auf. Während Calcium im April zu Beginn der Stagnationsphase – bis auf die Messung über dem Sediment mit leicht niedrigeren Konzentrationen – noch gleichmäßig im Wasserkörper verteilt war, waren von Mai bis November in der Tiefe von 28 bis 50 m geringfügig höhere Calcium- und auch Magnesium-Konzentrationen zu messen als im Epilimnion (Anhang 7).

Eine Erhöhung der Leitfähigkeit verbunden mit einer erhöhten Calcium-Konzentration im Hypolimnion ließ sich im Borkener See im Mai und November 1994 und im Mai und August 1995 feststellen. Die Calcium-Konzentration erhöhte sich in Sedimentnähe von 96 mg/l (April 1994) auf 112,2 mg/l (November 1994).

Besonders in der Litoralregion des Borkener Sees war eine deutliche, biogene Karbonatfällung zu beobachten, da die submersen Makrophyten mit einer Calciumkarbonatkruste belegt waren.

Die Meßwerte für Magnesium lagen im Zeitraum von August 1993 bis November 1995 zwischen 31,6 und 91,1 mg/l. Die höchsten Werte wurden im Tiefenbereich von 0 bis 4 m im Mai 1995 und in den Tiefen von 36 m und 40 m im November 1995 gemessen.

Für die Magnesium-Konzentration konnte eine geringfügige Abnahme im Epilimnion während der höheren Phytoplanktonproduktion (April-August 1994, November 1995) festgestellt werden.

Die Gesamthärte blieb sowohl bezüglich des Vertikalprofils als auch zeitlich im Jahresverlauf auf einem sehr hohen Niveau. Die Meßwerte lagen bedingt durch die hohen Calcium-Gehalte zwischen 23,5 und 29,7 °dH. Während der Sommermonate – sowohl 1993 als auch 1994 – konnte in Übereinstimmung mit der Zunahme der Erdalkali-Ionen ein leichter Anstieg in größeren Tiefen festgestellt werden. Im Verlauf des Sommers stieg die Gesamthärte in Grundnähe von 26,5 °dH auf 29 °dH an.

4.3.11 Sulfat

Die Sulfat-Konzentration des Borkener Sees lag zwischen 132 und 472 mg/l, durchschnittlich betrug die Konzentration 350 mg/l (Anhang 7). Die Variation der Sulfat-Konzentration des Borkener Sees betrug 30 mg/l von der Oberfläche bis in 50 m Tiefe mit einem Minimum in Abhängigkeit von der Jahreszeit in 8 bis 24 m. Hohe Sulfatgehalte können zu sehr

niedrigen pH-Werten führen. Die Daten des Borkener Sees zeigen jedoch, daß ein Puffersystem, das pH-Werte von 7,5 bis 8 ermöglicht, vorhanden war.

Es trat – abgesehen vom Litoralbereich – kein Schwefelwasserstoff (Geruchsprüfung), der anoxische Bedingungen anzeigt, in den tieferen Bereichen des Sees auf. Die Bildung des Schwefelwasserstoffes im Litoralbereich war gekoppelt mit der Verteilung und dem flächigen Vorkommen der litoralen *Oscillatoria*-Arten.

4.3.12 Chlorid

Chlorid spielt eine wesentliche Rolle für das osmotische Gleichgewicht lebender Organismen, hat jedoch kaum eine Bedeutung im Stoffhaushalt von Seen. Es ist daher ein sich wenig verändernder konservativer Parameter. In Seen, die durch industrielle Abwässer oder Straßenabflüsse beeinträchtigt werden, kann der Chloridgehalt stark ansteigen. Die Konzentration im Borkener See lag im Mittel bei 16 mg/l und zeigte – wie zu erwarten war – sowohl jahreszeitlich als auch im Vertikalprofil keine deutlichen Schwankungen (Anhang 7).

4.3.13 Säurebindungsvermögen und freies Kohlendioxid

Im Borkener See stieg der Gehalt an freiem Kohlendioxid mit zunehmender Tiefe an. Die Konzentrationen reichten von 0,9 mg/l CO₂ an der Oberfläche bis zu maximal 4,0 mg/l in Sedimentnähe. Die maximale Differenz zwischen Epilimnion und Sedimentnähe betrug 1994 1,7 mg/l und 1995 2,5 mg/l. Die höchsten Werte waren im August während der thermischen Schichtung in Sedimentnähe zu messen, wobei 1995 die Konzentration an freiem Kohlendioxid höher lag als 1994 (Anhang 7).

Das Säurebindungsvermögen lag zwischen 66,0 und 94,2 mg/l. Eine tiefenabhängige Verteilung war nicht festzustellen. Jahreszeitliche Unterschiede im Epi- als auch im Hypolimnion waren nicht zu erkennen.

Der anorganische Kohlenstoffgehalt wurde im Borkener See durch die Bestimmung des freien Kohlendioxids und des gebundenen Kohlendioxids (Säurebindungsvermögen) erfaßt. Während der Sommerstratifikation lag der Gesamtkohlenstoffgehalt zwischen 67,3 und 95,1 mg/l. Maximalwerte wurden im Juli, August und September im Tiefenbereich von 44 bis 50 m festgestellt. Die Differenz zwischen den epilimnischen Werten und den Konzentrationen in Sedimentnähe betrug bis zu 8 mg/l und kann als gering eingestuft werden.

4.4 CHLOROPHYLL

Da die Chlorophyll-Konzentrationen in den einzelnen Jahren mit zwei verschiedenen Verfahren ermittelt wurden, sind sie nicht ohne Einschränkung miteinander vergleichbar (Tab. 15). Die von 1993 bis 1994 verwendete Methode nach HOLDEN (1976) ergab die höchsten Chlorophyll a-Konzentrationen. Von den drei im Längsverlauf des Sees liegenden Probestellen war die Konzentration an der südlichen Probestelle (PS ‚Süd‘) verglichen mit der Probestellen ‚Boje‘ und ‚Nord‘ gleich hoch oder höher. Die Probestellen ‚Boje‘ und ‚Nord‘ wiesen in der Chlorophyll-Konzentration geringe Unterschiede auf. Da bei der HOLDEN-Methode Trübungen die Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentration stören können, und daher die berechneten Werte vermutlich zu hoch liegen, wurden die Meßwerte beider Verfahren getrennt ausgewertet. In vier von fünf Fällen, in denen beide Verfahren parallel angewandt wurden, lagen bei dem HOLDEN-Verfahren drei- bis fünffache Konzentrationen gegenüber dem Deutschen Einheitsverfahren (DEV) vor (Abb. 34). Aus diesem Grund wurden die Werte von 1994 in Tab. 15 durch 4 geteilt.

Tab. 15: Mittelwerte und Spitzenwerte der Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] in einer Tiefe von 0 – 20 m an der PS ‚Boje‘.

Jahr	Methode	Mittelwert	Mittelwert	Spitzenwert [$\mu\text{g/l}$]
		Januar-Dezember [$\mu\text{g/l}$]	Vegetationsperiode [$\mu\text{g/l}$]	
1994	HOLDEN (1976)	10 (3)	11 (3)	18 (5)
1995	DEV (1996)	1	<1	3
1996	DEV (1996)	- *	2	4
1997	DEV (1996)	- *	3	5

* kein vollständiger Jahresgang vorhanden, HOLDEN (1976) = Membranfilter, DEV = Glasfaserfilter, Zahlen in Klammern sind mit Faktor 1/4 korrigierte Meßwerte des Verfahrens nach HOLDEN (1976)

Von Mitte 1994 bis Ende 1997 wurde die Chlorophyll a-Konzentration nach dem DEV bestimmt. Diese Chlorophyll a-Konzentrationen schwankten von August 1994 bis September 1997 zwischen 0 - 5 $\mu\text{g/l}$ und zeigten nur eine geringe Varianz über den gesamten Untersuchungszeitraum (Abb. 34).

Die Mittelwerte der Vegetationsperiode und die Spitzenwerte stiegen von 1995 bis 1997 um das dreifache bzw. 1,6-fache an. Dennoch lag die Chlorophyll a-Konzentration auf einem sehr niedrigen Niveau. Für 1994 müssen – verglichen mit den folgenden Jahren und trotz des unterschiedlichen Verfahrens – höhere Chlorophyll a-Konzentrationen angenommen werden, wie sich aus dem Korrekturvergleich 1994/95 ergibt (Abb. 34, Dezember 1994 bis Mai 1995).

An den drei in Ufernähe liegenden Probestellen (Abb. 1), die 1996 zusätzlich untersucht wurden, waren mit 7,5 µg/l höhere Chlorophyll-Konzentrationen als an der PS ‚Boje‘ zu messen.

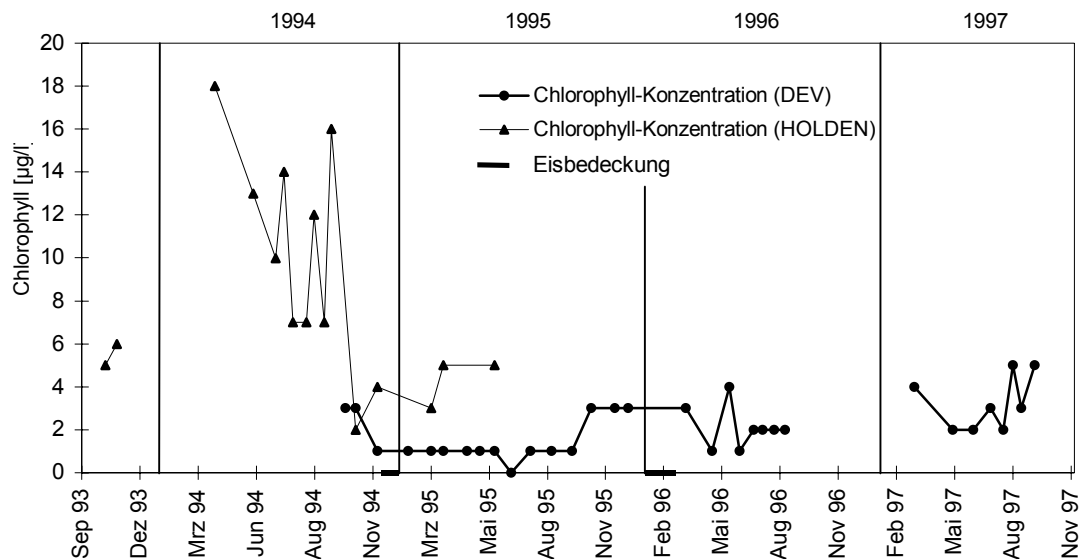


Abb. 34: Chlorophyll a-Konzentration an der PS ‚Boje‘ von September 1993 bis September 1997. Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer von 0-20 m.

1997 wurden zusätzlich zur PS ‚Boje‘ zwei weitere Probestellen miteinbezogen (Abb. 35). Eine lag im Pelagial Richtung Flachwasserzone (PS ‚Nordbucht‘), eine weitere direkt in der neu entstandenen Flachwasserzone (PS ‚FB‘). Die Chlorophyll a-Konzentration in der Flachwasserzone lag jeweils am höchsten (5 - 8 µg/l) und entsprach den 1996 beprobten Litoralprobestellen. Die Konzentration an den beiden Probestellen im Freiwasser (PS ‚Boje‘ und PS ‚Nordbucht‘) lag mit 3 - 5 µg/l Chlorophyll a niedriger.

An den zwei im Freiwasser liegenden Probestellen ‚Boje‘ und ‚Nord‘ sind durchgehend im Verlauf der Untersuchung 1994 und 1997 niedrigere Chlorophyll a-Konzentrationen gemessen worden als an der PS ‚Süd‘, den Litoralprobestellen (1996, Anhang 8) und der Flachwasserzone.

Höchst signifikante Korrelationen ergaben sich zwischen der Chlorophyll a-Konzentration und dem Biovolumen der Nanoplankter und der Bacillariophyceen (Tab. 16). Die Korrelation zwischen Chlorophyll a und dem Gesamtbiovolumen ergibt sich aus dem hohen Anteil der Nanoplankter und der Bacillariophyceen am Gesamtbiovolumen.

Tab. 16: Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN zwischen Chlorophyll a und dem Biovolumen verschiedener Phytoplanktongruppen.

Korrelation mit Chlorophyll a	n	R	p-Niveau	Signifikanz
Biovolumen Nanoplankton	34	0,705	0,0001	***
Biovolumen Gesamt	34	0,609	0,0001	***
Biovolumen Cyanophyceae	34	0,385	0,024	*
Biovolumen Dinophyceae	34	0,396	0,021	*
Biovolumen Bacillariophyceae	34	0,551	0,0007	***

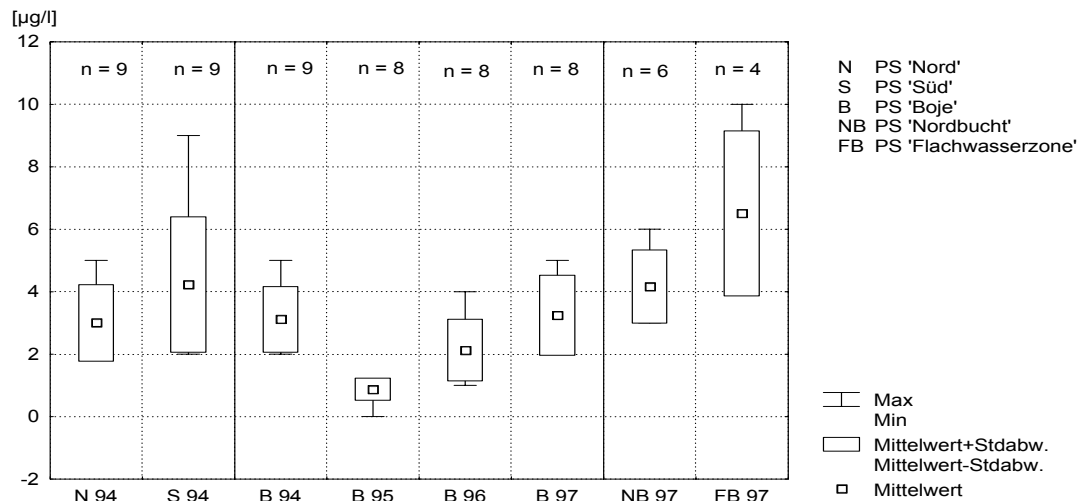


Abb. 35: Chlorophyll a-Konzentration an den verschiedenen Probestellen von 1994 bis 1997. Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer (N, S, und B von 0-20 m, NB 0-10 m) und Probenahme mit RUTTNER-Schöpfer (FB in 0,5 Tiefe). Werte von 1994 mit Korrekturfaktor 1/4 angeglichen (siehe Text).

4.5 PHYTOPLANKTON

4.5.1 Artenliste

Die Bestimmung der Taxa des Phytoplanktons ergab eine Artenliste, die einschließlich der Quantitäten im Anhang 9 aufgeführt ist. In Tab. 17 sind bedeutsame Arten fett gedruckt, deren Mittelwert im Zeitraum von August 1994 bis September 1997 0,5 % über der mittleren Gesamtzellzahl und/oder 0,5 % über dem mittleren Gesamtbiovolumen lag. Typische Pelagialarten sind mit ‚P‘, Litoralarten mit ‚L‘ und tychoplanktische Arten mit ‚T‘ gekennzeichnet.

Tab. 17: Phytoplanktonartenliste mit Habitatangaben. Der Fettdruck von Arten ist im Text näher erläutert.

Cyanophyceae	<i>Anabaena flos aquae</i> (LYNGB.) BREB.	P
	<i>Chamaecalyx swirenkoi</i> (SĪRSOV) (=Dermocarpa clavata GEITLER)	P
	Oscillatoria redecki VAN GOOR	L
	<i>Oscillatoria probiscidea</i> W. et G. WEST	P
	<i>Pseudanabaena catenata</i> LAUTERBORN	P
	<i>Spirulina pseudovacuolata</i> UTERMÖHL	L
	<i>Spirulina spec.</i>	T
Chrysophyceae	<i>Chromulina spec.</i>	P
	<i>Chrysococcus rufescens</i> KLEBS	P
	<i>Dinobryon divergens</i> IMHOFF	P
	Dinobryon sociale EHRENBERG	P
	<i>Synura uvella</i> EHRENBERG	P
	Pseudokephyrion pseudospirale BOURRELLY	P
	<i>Pseudopedinella erkensis</i> SKUJA	P
	Kephryrion planctonicum HILLIARD	P
Haptophyceae	<i>Kephryrion boreale</i> SKUJA	P
	<i>Chrysochromulina spec.</i>	P
Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	P
	Cyclotella comensis GRUNOW	P
	Cyclotella cf. comta (EHRENBERG) KÜTZING	P
	Diatoma tenue AGHARD	P
	<i>Diatoma vulgare</i> BORY	P
	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (KÜTZING) RABENHORST	P
	<i>Stephanodiscus cf. neoastrea</i> HAKANSSON & HICKEL	P
	Fragilaria angustissima Sippe GRUNOW	P
	Fragilaria nanana LANGE-BERTALOT	P
	<i>Synedra cf. acus</i> var. <i>acus</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	P
	<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	L
Cryptophyceae	Cryptomonas erosa/ovata EHRENBERG	P

	<i>Cryptomonas cf. marsonii</i> SKUJA	P
	<i>Rhodomonas minuta</i> SKUJA	P
Dinophyceae	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. MÜLLER)	P
	<i>Gymnodinium uberrimum</i> (ALLMAN) KOFOID et SWEZY	P
	<i>Gymnodinium helveticum</i> (PENARD)	P
	<i>Peridinium willei</i> (HUITFELD.-KAAS)	P
	<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	P
Gonyaulaceae	<i>Gonyaulax apiculata</i> (PENARD) ENTZ fil.	P
Dinospaeraceae	<i>Kolkwitzia acuta</i> (APSTEIN) comb. nov.	P
Chlorophyceae	<i>Choricystis chodatii</i> (JAAG) FOTT	P
	<i>Elakatothrix genevensis</i> (REVERD.) HINDÁK	P

4.5.2 Gesamtbiovolumen an der Probestelle ‚Boje‘

Das Gesamtbiovolumen ist ein indirektes Maß für die innerhalb eines Sees produzierte Phytoplanktonbiomasse. In Abb. 36 ist das Phytoplanktonbiovolumen für die Netz- und Schöpferprobenahmen von Januar 1994 bis September 1997 dargestellt. Es zeigte sich, daß trotz der unterschiedlichen Verfahren, das maximal erreichte Biovolumen 1994 und 1997 deutlich höher lag als in den Jahren 1995 und 1996.

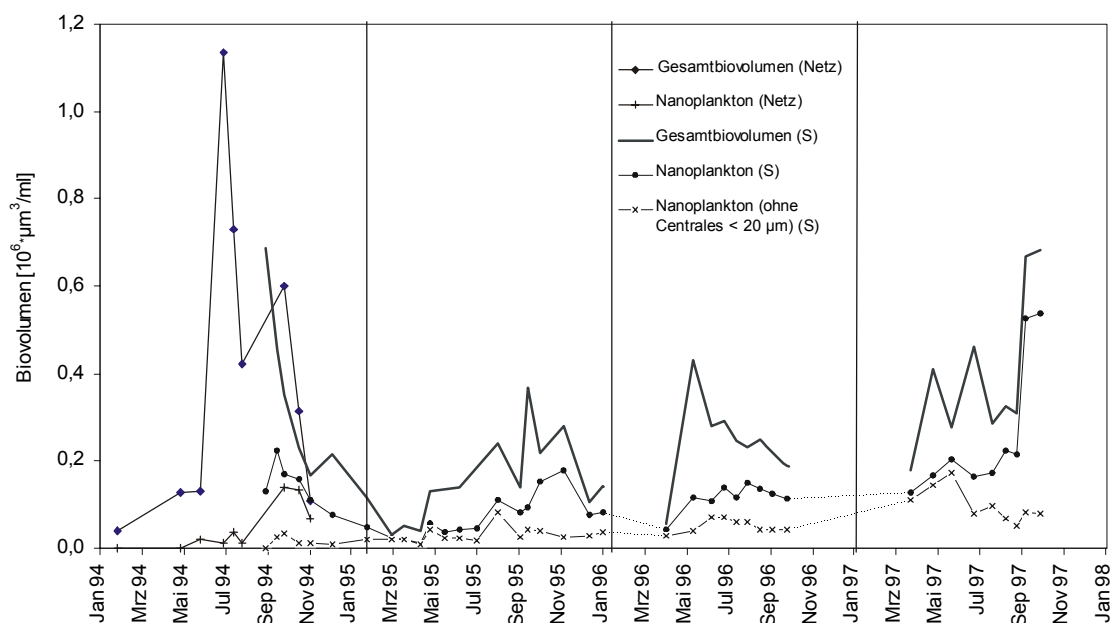


Abb. 36: Gesamtbiovolumen der Netz- und SCHRÖDER-Schöpferproben (S) von Januar 1994 bis September 1997 mit Nanoplanktonanteil (< 20 μm) an der PS ‚Boje‘.

Für den Vergleich wird im Folgenden ausschließlich das mit dem SCHRÖDER-Schöpfer erhaltene Phytoplanktonbiovolumen verwendet. Das Gesamtbiovolumen im Borkener See bewegte sich im Zeitraum von August 1994 bis September 1997 zwischen 31.787 μm³/ml und 687.212 μm³/ml (Abb. 36).

Das Minimum wurde am 1.3.95 erreicht, das Maximum im August 1994. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes lassen sich insgesamt fünf Perioden erkennen, die ein Biovolumen über 300.000 $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ anzeigen. Diese liegen von August bis September 1994, im September 1995, im Mai 1996, im April und Juni 1997 und von August bis September 1997. Die höchsten Biovolumina eines Jahres wurden mit Ausnahme von 1996 im Spätsommer gemessen. Eine Erhöhung des Anteils der kleinen Centrales-Arten der Bacillariophyceen war die Ursache. 1996 blieb die Erhöhung des Gesamtbiovolumens aus, da die Abundanz dieser kleinen centrischen Diatomeen kaum zunahm.

Tab. 18: Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons des Borkener Sees von 1994 bis 1997. Probenahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer an der PS „Boje“ (0-20 m).

Jahr	Gesamtbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$]		
	Spitzenwerte	Mittelwerte Mai - September	Mittelwerte April - September
1994	678.212 (Aug.)	599.420*	540.446*
1995	367.442 (Sept.)	201.604	172.548
1996	431.083 (Mai)	267.315	243.956
1997	681.657 (Sept.)	430.233	427.779

* Berechnung einschließlich des Phytoplanktonbiovolumens der Netzproben ohne Korrekturfaktor von April bzw. Mai bis Juli 1994.

In den Monaten Februar/März/April 1995 und Dezember 1995 bis April 1996 ist das Biovolumen dagegen stark reduziert. Das Gesamtbiovolumen und die Mittelwerte in der Vegetationsperiode (April bzw. Mai bis September) lagen 1995 und 1996 niedriger als 1997. Auch die Spitzenwerte in diesen beiden Jahren lagen weitaus niedriger als in den Jahren 1994 und 1997. Die Ergebnisse zeigen, daß die Jahre 1995 und 1996 bezüglich der Maxima und der Mittelwerte des Biovolumens ähnlich sind, während die Jahre 1994 und 1997 stärkere Gemeinsamkeiten aufweisen.

Es existierte keine signifikante Korrelation nach SPEARMAN zwischen TP-Phosphat oder SRP-Phosphat und der Höhe des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons.

4.5.3 Korrelation zwischen Biovolumen und abiotischen und biotischen Parametern

4.5.3.1 Chlorophyll

Die Korrelationsanalyse nach SPEARMAN ergab zwischen den Biovolumina und den Chlorophyll-Konzentrationen eine schwache, aber signifikante Korrelation ($R = 0,367$, $p = 0,036$, $n = 33$). Dabei wurden die Ergebnisse der Membranfiltermethode (Verfahren nach HOLDEN) miteinbezogen, jedoch auf $\frac{1}{4}$ reduziert, da der Methodenvergleich mit dem DEV-Verfahren geringere Konzentrationen ergab (Kap. 4.4).

Werden die drei Werte von 1994 unverändert übernommen, ergibt sich eine deutlichere signifikante Korrelation ($R = 0,432$, $p = 0,012$). Beide Ergebnisse deuten auf eine zwar

wenig ausgeprägte aber signifikante Korrelation zwischen Phytoplankton-Biovolumen und Chlorophyll a-Konzentration hin.

4.5.3.2 Nitrat

Die Korrelation nach SPEARMAN zwischen Nitrat-N und Gesamtbiovolumen zeigte eine schwache, aber signifikante negative Korrelation an. ($R = -0,443$, $p = 0,014$). Eine ebenfalls schwache und signifikante negative Korrelation ergab sich zwischen Nitrat-N und der Gesamtzellzahl und ebenso der Zellzahl an Nanoplanktern unter $20 \mu\text{m}$.

Hoch signifikant ist dagegen die negative Korrelation zwischen der Nitrat-N-Konzentration und dem Biovolumen der Nanoplankter ($R = -0,468$, $p < 0,01$).

4.5.3.3 Sichttiefe

Eine positive signifikante Korrelation bestand zwischen der Sichttiefe und der Höhe des Gesamtbiovolumen (Abb. 37). Die Proben mit dem SCHRÖDER-Schöpfer ergaben eine schwache Korrelation ($R = 0,39$, $p < 0,05$, $n = 35$), alle Proben einschließlich der Netzproben vom 1. Halbjahr 1994 ergeben eine hoch signifikante Korrelation ($R = 0,49$, $p < 0,01$, $n = 40$).

Die positive Korrelation ergibt sich dadurch, daß die höchsten Sichttiefen in den Sommermonaten mit den höchsten Biovolumina gemessen wurden.

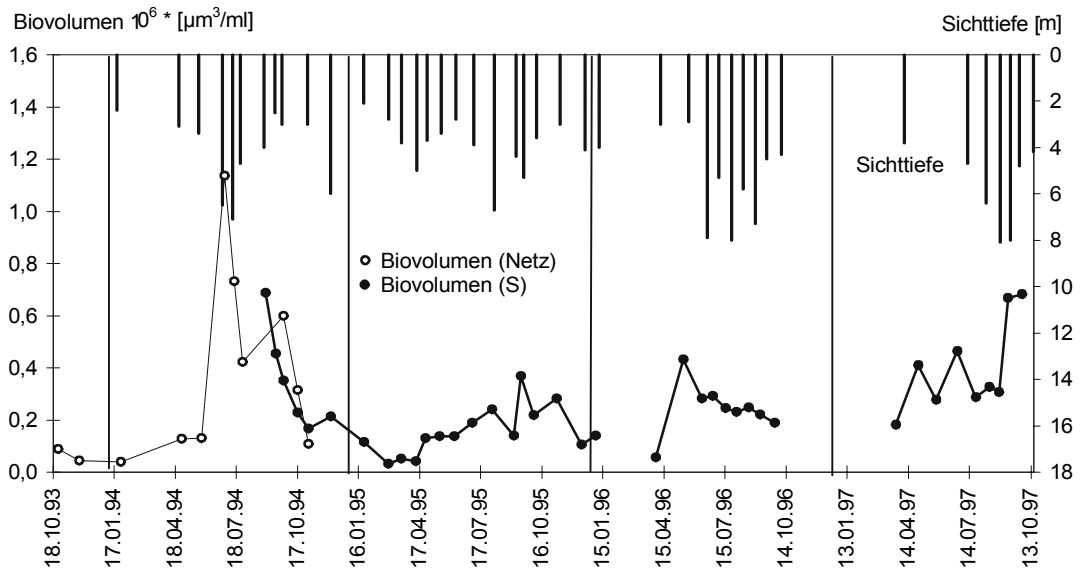


Abb. 37: Gesamtbiovolumen und Sichttiefe an der PS 'Boje' von Januar 1994 bis September 1997. ((S) entspricht SCHRÖDER-Schöpfer)

Allerdings zeigt der Scatterplot (Abb. 38) gerade bei niedrigem Phytoplanktonbiovolumen und gleichzeitig hoher Sichttiefe auch eine starke Streuung. Dies betrifft vor allem die Probenahmen im August und teilweise auch Juli. Sie fallen vermutlich in die Klarwasserphase.

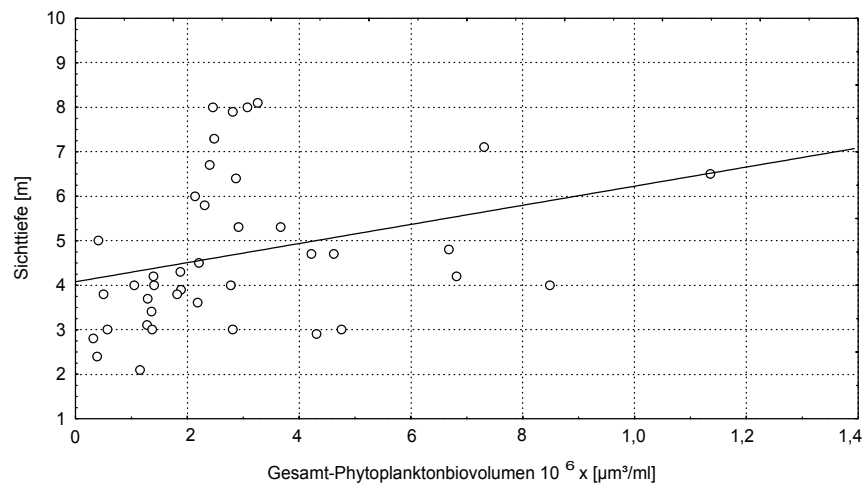


Abb. 38: Scatterplot des Gesamtbiovolumens und der Sichttiefe an der Probestelle ‚Boje‘ von Januar 1994 bis September 1997.

4.5.3.4 Sonnenscheindauer

Für die Korrelation zwischen Biovolumen und Sonnenscheindauer wurde die Sonnenscheindauer vor den Probeterminen des Phytoplanktons zu verschiedenen langen Perioden zusammengefaßt und eine Korrelation nach SPEARMAN geprüft. Ab einer Sonnenscheindauer von drei Tagen sind die beiden Parameter signifikant positiv korreliert ($R = 0,412$, $p < 0,05$). Die Korrelation wird stärker, je größer der Zeitraum zusammengefaßt wird. Bei 30 Tagen ergibt sich eine höchst signifikante Korrelation ($R = 0,58$, $p < 0,001$).

Das Phytoplankton-Gesamtbiovolumen korreliert positiv mit der kumulierten Sonnenscheindauer ab drei Tagen (Tab. 19).

Tab. 19: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen Phytoplankton-Gesamtbiovolumen und der kumulierten Sonnenscheindauer von drei bis dreißig Tagen vor der jeweiligen Biovolumenbestimmung.

Biovolumen korreliert mit:	n	R	p-Niveau	Signifikanz
Sonnenscheindauer 30 Tage	45	0,579	0,00003	***
Sonnenscheindauer 25 Tage	45	0,481	0,00083	***
Sonnenscheindauer 20 Tage	45	0,476	0,00096	***
Sonnenscheindauer 5 Tage	45	0,436	0,00274	**
Sonnenscheindauer 15 Tage	45	0,431	0,00309	**
Sonnenscheindauer 10 Tage	45	0,427	0,00348	**
Sonnenscheindauer 3 Tage	45	0,412	0,00495	**

Die Biovolumina der Chrysophyceen, der Bacillariophyceen und der Dinophyceen korrelierten positiv mit der summierten Sonnenscheindauer von drei bis 30 Tagen (Anhang 11). Die Cryptophyceen sind erst ab einer Sonnenscheindauer von 30 Tagen korreliert. Es existieren jedoch keine Korrelationen zwischen der Dauer und der Zelldichte einzelner Taxa-Gruppen (z. B. Chryptophyceen, Dinophyceen, Fragilariaceen, Centrales) oder Gattungen (z. B. *Rhodomonas sp.*, *Cryptomonas sp.*).

4.5.4 Prozentuale Zusammensetzung des Gesamtbiovolumens an der PS „Boje“

Das Gesamtbiovolumen von 1994 bis 1997 setzte sich maßgeblich aus Arten zusammen, die zu den Gruppen der Bacillariophyceen, Cryptophyceen und Dinophyceen gehören. Der gemeinsame prozentuale Anteil dieser drei Gruppen lag zwischen 31,2 und 99,8 % (Abb. 39). An lediglich drei Terminen lag das gemeinsame Biovolumen der drei Taxa unter 65 %. An diesen Terminen im Frühjahr betrug das Biovolumen der Chrysophyceen und Chlorophyceen 16 bis 54 %. Auf die Sammelgruppe der μ -Algen fielen 1996 und 1997 in den Monaten März und April bis zu 42 %, während die Haptophyceen, Cyanophyceen, Conjugatophyceen und Euglenophyceen im gesamten Untersuchungszeitraum zusammen lediglich geringe prozentuale Biovolumina von maximal 12 % erreichten.

Bei der Übersicht der prozentualen Biovolumina-Anteile ist besonders 1995 eine zweiphasige Veränderung des Bacillariophyceen-Biovolumens zu erkennen (Abb. 39). Das erste Minimum im Jahresverlauf liegt im März bzw. 1996 und 1997 im April, ein zweites Minimum Ende Juni/Anfang Juli. 1997 wurde dieses Minimum evtl. verpaßt, da Anfang Juli keine Probenahme stattfand. Die Depression des Biovolumenanteils dieser Gruppe im März/April ist bedingt durch eine Zunahme an Chlorophyceen, Chrysophyceen, Dinophyceen sowie der μ -Algen. Zu diesem Zeitpunkt ist das Gesamtbiovolumen recht niedrig. Im Juni/Juli ist die prozentuale Abnahme durch eine Zunahme der volumenmäßig großen Dinophyceen bedingt. Der Anteil der Bacillariophyceen ist ab Anfang August sehr konstant und relativ hoch bzw. stieg bis Ende September noch an.

Die drei Untersuchungsjahre unterscheiden sich in der Höhe der Maxima, vor allem die Herbstmaxima sind 1994 und 1997 sehr viel höher als in den beiden anderen Jahren.

4.5.4.1 Bacillariophyceae

Das Biovolumen der Kieselalgen zeigte 1995 und 1996 zwei wenig ausgeprägte Maxima von April bis Juni und von Ende August bis Oktober (Abb. 41). Für 1994 läßt sich ebenfalls ein spätsommerliches Maximum erkennen, das außergewöhnlich hoch war. Im letzten Untersuchungsjahr 1997 entfiel das Frühjahrsmaximum, stattdessen stieg Ende Mai das Biovolumen für mehrere Monate an, und verdoppelte sich im September, so daß 92 % des

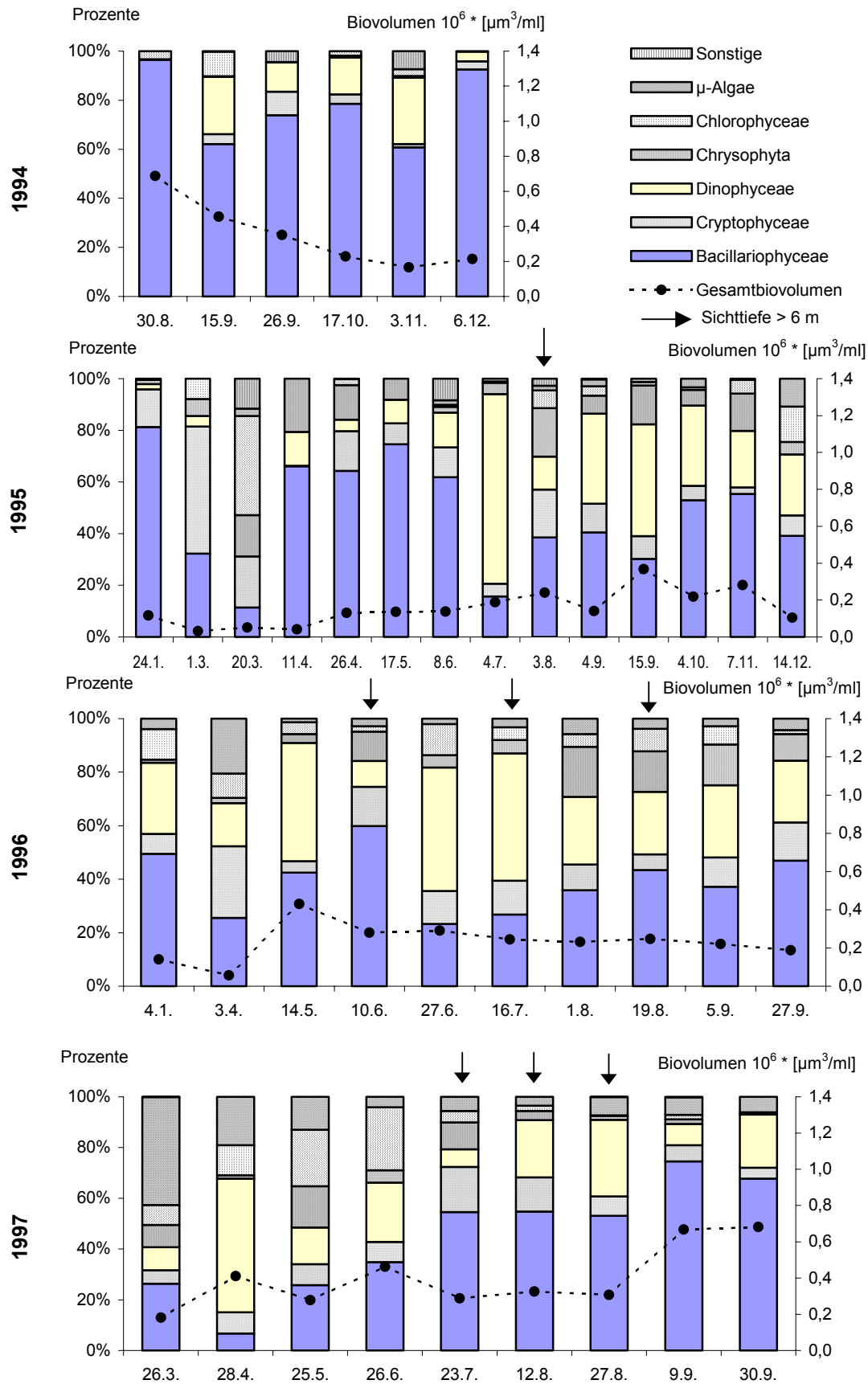


Abb. 39: Gesamtbiovolumen und prozentuale Anteile der Taxa von August 1994 bis September 1997 an der PS „Boje“. Probenahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer.

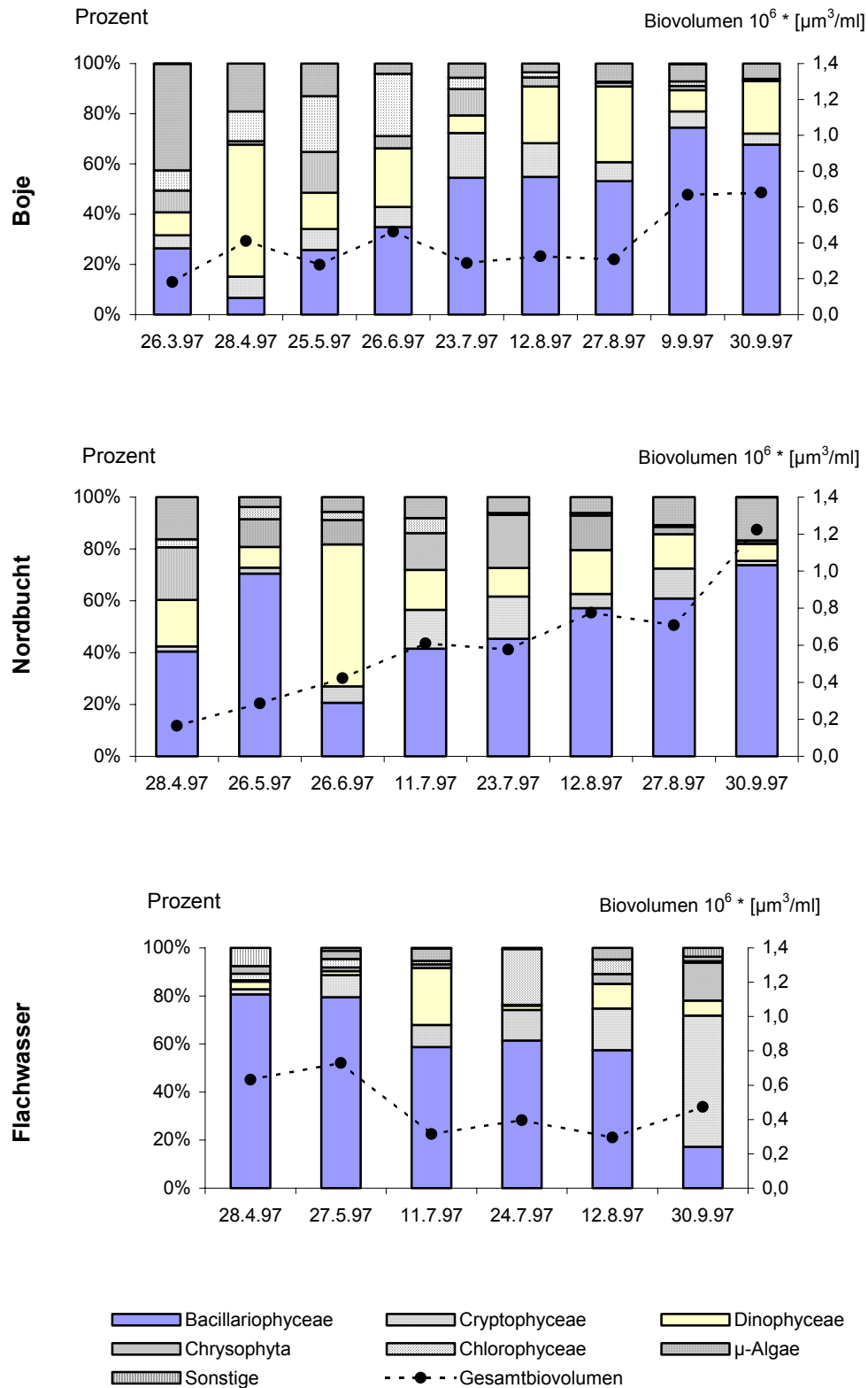


Abb. 40: Gesamtbiovolumen und prozentuale Anteile der Taxagruppen von März bis September 1997 an der PS ‚Boje‘ und von April bis September 1997 an den PS ‚Nordbucht‘ und der PS ‚Flachwasser‘.

Biovolumens auf die Gruppe der Kieselalgen entfiel. Die häufigsten Arten waren *Fragilaria acus angustissima*, *Fragilaria acus nanana*, *Cyclotella melosiroides* und *Cyclotella compta*. Weitere Centrales-Arten waren in wechselnden Zelldichten und häufig mit geringerem Biovolumen vorhanden. In den Frühjahrs- und Sommermonaten waren zentrale Diatomeen und

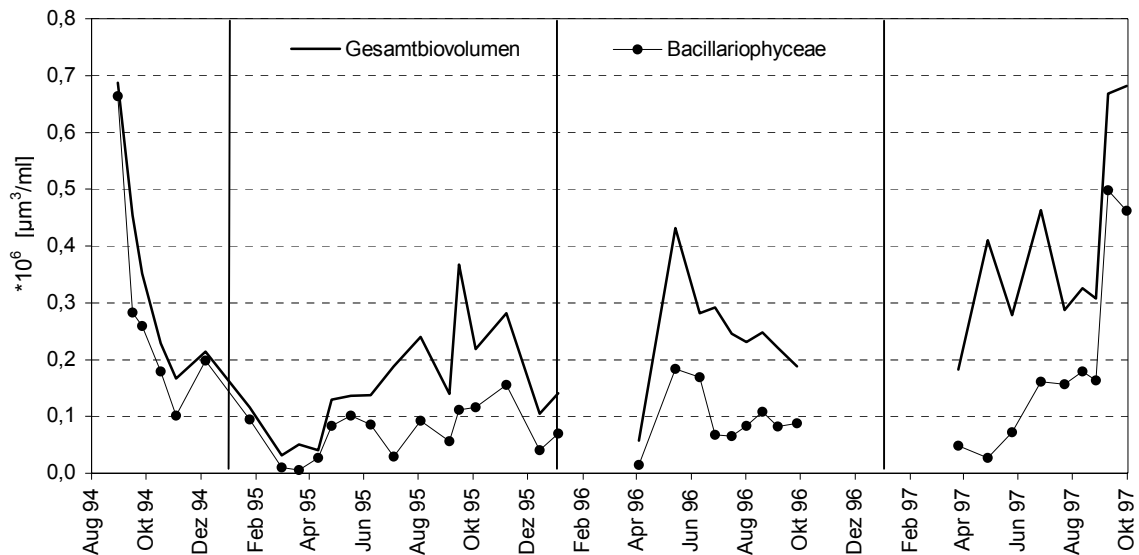


Abb. 41: Anteil des Biovolumens der Bacillariophyceen am Gesamtbiovolumen von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.

Fragilaria-Arten aspektbestimmend, während das Herbstmaximum zum überwiegenden Anteil von Centrales-Arten gebildet wurde. In den Jahren mit einem hohen Gesamtbiovolumen (1994 & 1997) waren in den Herbstmonaten zusätzlich pennate Diatomeen am hohen Gesamtbiovolumen beteiligt. Der Verlauf der Silicium-Konzentration war in der euphotischen Zone jedoch weder mit dem Gesamtbiovolumen der Bacillariophyceen noch mit den Zellzahlen oder den Biovolumina der Gattungen *Fragilaria* und/oder *Cyclotella* gekoppelt, sondern lediglich mit dem Gesamtbiovolumen und dem Nanoplanktonbiovolumen negativ korreliert (Tab. 20).

Tab. 20: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen der Silikat-Konzentration und unterschiedlichen Biovolumina bzw. Zelldichten von Phytoplanktern.

Silicium-Konzentration korreliert mit	R	p-Niveau	Signifikanz
Gesamtbiovolumen	- 0,445	0,017	*
Nanoplanktonbiovolumen	- 0,518	0,005	**

4.5.4.2 Cryptophyceae

Das Gesamtbiovolumen der Cryptophyceen zeigte geringe Schwankungen im Verlauf der Sommermonate (Abb.42). Der prozentuale Anteil der Cryptophyceen am Gesamtbiovolumen im Zeitraum März bis September 1995, 1996 und 1997 betrug 9 bis 15 % (Anhang 9).

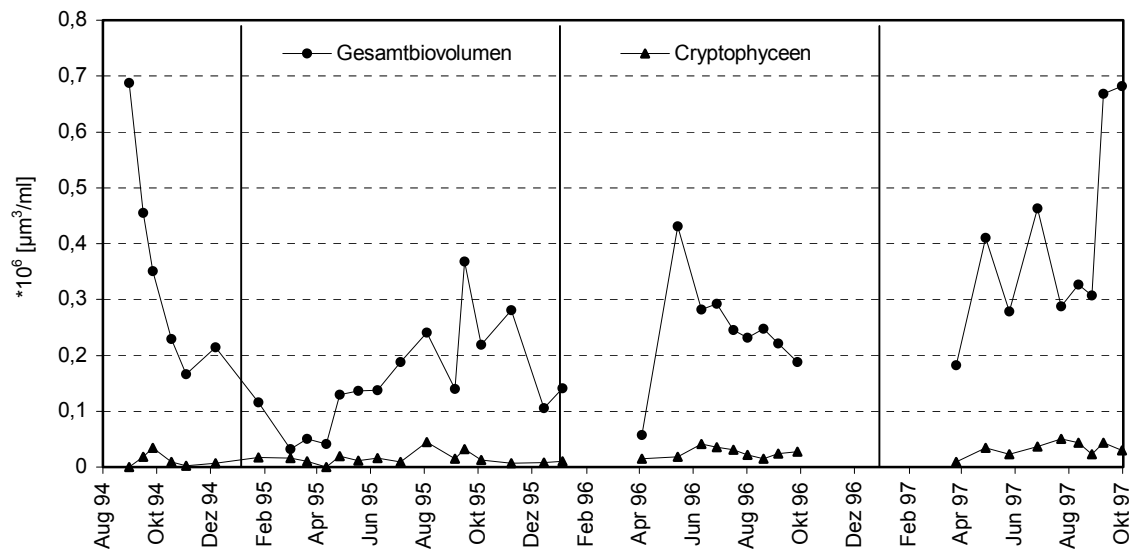


Abb. 42: Biovolumen der Cryptophyceen im Zeitraum von August 1994 bis September 1997 an der PS „Boje“.

Die Höhe des Maximums in den Jahren 1995 bis 1997 veränderte sich wenig, dennoch ist aus dem Verlauf der untersuchten Jahre eine ansteigende Tendenz des Biovolumens sichtbar. Innerhalb eines Jahres lagen die maximalen Biovolumina zwischen den Monaten Juli und August, 1997 zwischen Juli und September. Der Anstieg wurde maßgeblich verursacht durch die Arten *Rhodomonas minuta*, *Cryptomonas erosa/ovata* und die zusätzlich in den Sommermonaten auftretende Art *Cryptomonas marsonii*. Den Kohlenstoffanteil der beiden Gattungen zeigt Abb. 43. Die Maxima besonders von *Rhodomonas spp.* traten nach windstillen Tagen bzw. schwachen Winden (Windstärke 0 bis 2) auf.

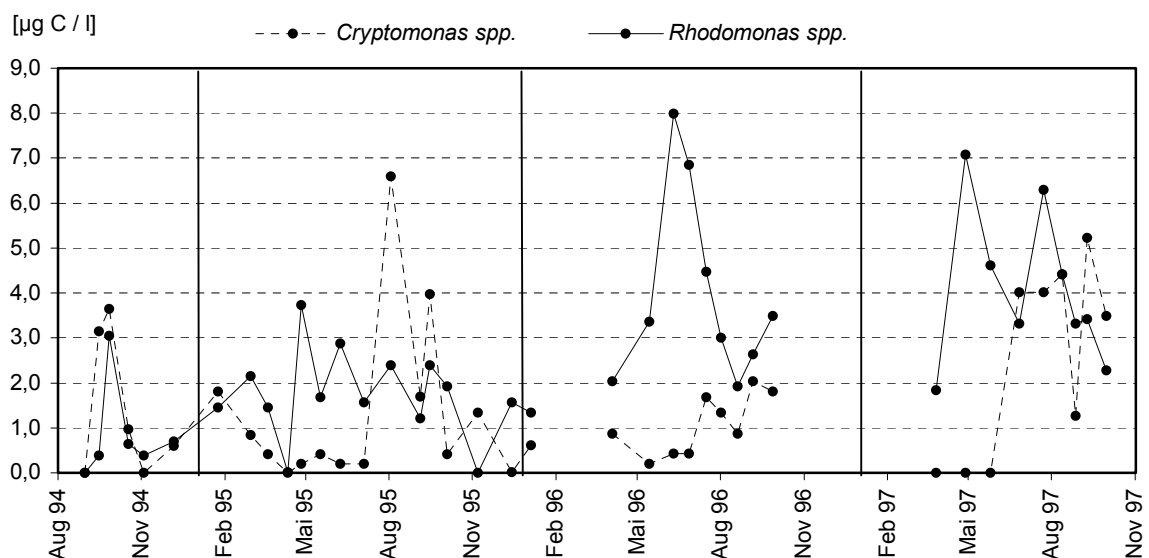


Abb. 43: Kohlenstoff-Konzentration von *Cryptomonas spp.* und *Rhodomonas spp.* von August 1994 bis Oktober 1997.

4.5.4.3 Dinophyceen

Die Gruppe der Dinophyceen bildete 1995 und 1996 zwei und 1997 drei Biovolumenmaxima pro Jahr aus, 1997 deutete sich sogar ein viertes Maximum an (Abb. 44). 1996 und 1997 zeigte sich hervorgerufen durch eine hohe Zellzahl einer größeren *Gymnodinium*-Art ein erstes frühes Maximum im April/Mai. Ein sommerliches Maximum zeigte sich 1995 bis 1997 jeweils im Juni/Juli und ein drittes spätsommerliches 1997 im September/Oktober.

Das Juli-Maximum wurde verursacht durch einen raschen Anstieg der Alge *Peridinium willei*, während das September-Maximum von unterschiedlichen Dinophyceen-Arten (*P. willei*, *Gymnodinium. spec.*) hervorgerufen wurde.

Ceratium hirundinella zeigte in den Jahren 1996 und 1997 sehr hohe Maxima, 1997 waren sogar zwei Maxima vorhanden. Dagegen war 1995 das Biovolumen dieser Art relativ niedrig. In diesem Jahr bildete *P. willei* ein sehr hohes Biovolumen, 1996 wurde von *P. willei* nur noch ein kleines Maximum ausgebildet. In den anderen Untersuchungsjahren war das Biovolumen im Vergleich dagegen außerordentlich gering.

Eine größere *Gymnodinium*-Art bildete 1996 und 1997 ein Maximum, im Herbst 1994 lediglich ein kleines Maximum. Das Erscheinen dieser Art ähnelt im Verlauf der Alge *C. hirundinella*. Beide Arten sind in den Jahren in höheren Dichten vorhanden, in denen *P. willei* nur geringe Zellzahlen ausbildet.

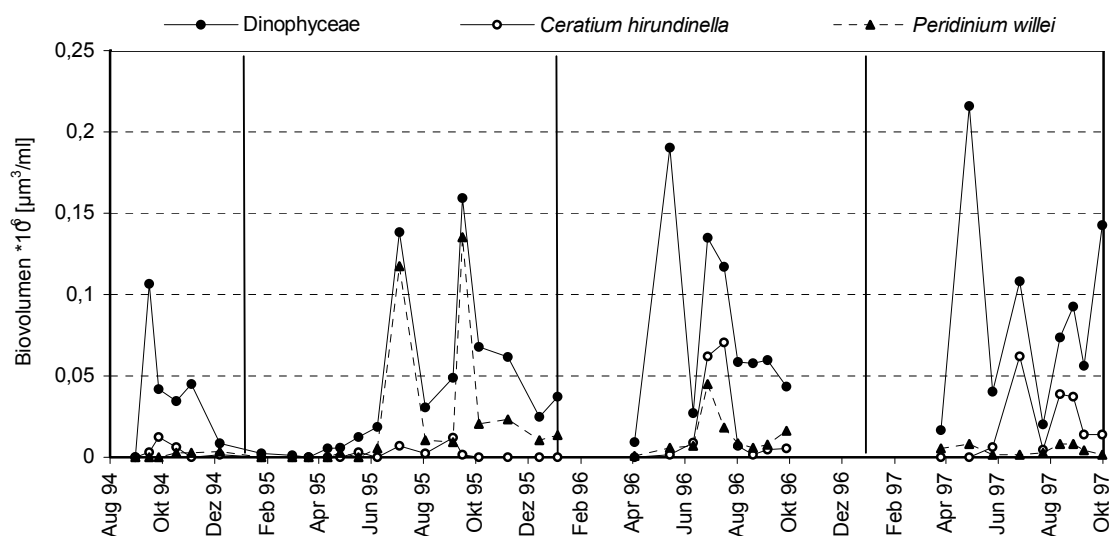


Abb. 44: Biovolumen der Dinophyceen, von *Ceratium hirundinella* und von *Peridinium willei* von August 1994 bis September 1997.

Kolkwitzia acuta eine heterotrophe Dinophyceenart war überwiegend im August und *Gonyaulax apiculata* – ebenfalls sich heterotroph ernährend – von August bis teilweise Oktober in der euphotischen Zone zu finden.

Die Höhe der Maxima der Dinophyceen im zeitlichen Verlauf zeigte, trotz der verschiedenen Arten, die jeweils das Maximum aufbauen, einen tendenziellen Anstieg während des Untersuchungszeitraumes.

4.5.4.4 Chrysophyceae

Die Jahresmaxima des Chrysophyceen-Biovolumens lagen zwischen 1995 bis 1997 zwischen 55.000 und 43.300 $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ und wiesen damit nur geringe Schwankungen auf (Abb. 45). Das Biovolumen der Chrysophyceen ist hoch signifikant negativ korreliert mit der SRP-Konzentration ($R = -0,452$, $p = 0,0034$).

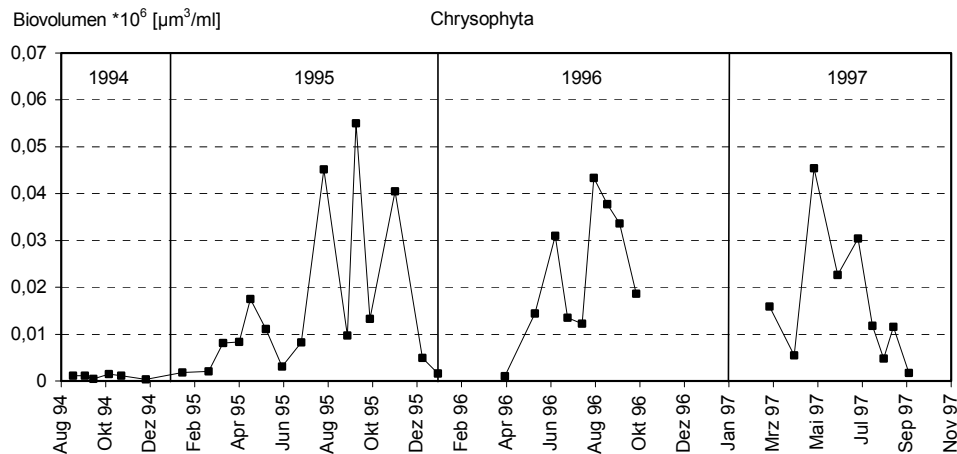


Abb. 45: Biovolumen der Chrysophyceen von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.

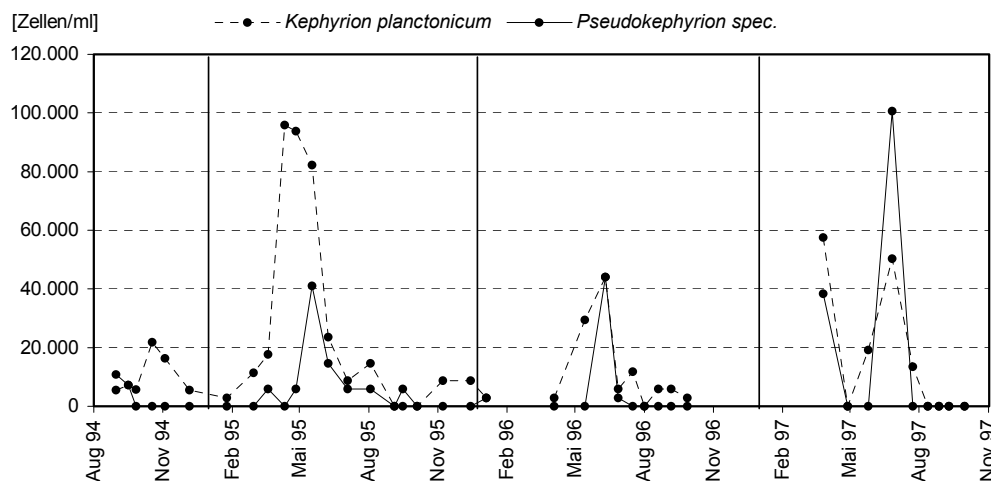


Abb. 46: Zellzahlen kleiner Chrysophyceen-Arten (*Kephyrion* und *Pseudokephyrion*) von August 1994 bis September 1997 an der PS ‚Boje‘.

Der Verlauf des Chrysophyceen-Biovolumens läßt jeweils im frühen Frühjahr und in den späten Sommermonaten zwei Perioden mit Maxima erkennen. Die volumenmäßig kleinen *Kephyrion*- und *Pseudokephyrion*-Arten trugen aufgrund hoher Zellzahlen überwiegend im frühen Frühjahr zum Gesamtbiovolumen der Chrysophyceen bei (Abb. 46). *Erkenia subaequiciliata* bildete von April bis August der Jahre 1996 und 1997 den größten Anteil am Biovolumen der Chrysophyceen (Abb. 47).

Das Biovolumen im September und frühen Herbst wird dagegen hervorgerufen durch nicht bis auf die Art bestimmte kleinere und eine mittelgroße Chrysophyceen-Art.

Das Massenaufreten der *Dinobryon*-Arten *D. sociale* und *D. divergens* wurde in den Monaten mit äußerst niedrigem bzw. nicht nachweisbarem o-Phosphat im Pelagial des Sees festgestellt. Dies betraf vor allem die Monate April bis Juli und November 1994 sowie August und September 1995 (Anhang 9).

Die Zellzahlen der Chrysophyceen sind negativ und signifikant mit der Silicium-Konzentration ($R = -0,4682$, $p = 0,012$) korreliert.

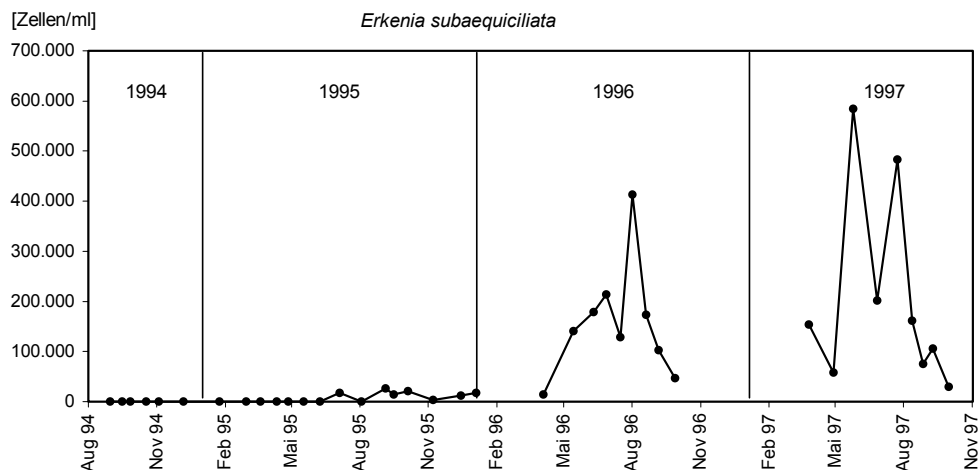


Abb. 47: Zellzahlen von *Erkenia subaequiciliata* an der PS ‚Boje‘ von August 1994 bis September 1997.

4.5.4.5 Chlorophyceae

Das Biovolumen der Chlorophyceen zeigte im Verlauf der Untersuchungsperiode von 1994 bis 1996 keine Regelmäßigkeit. Die Chlorophyceen trugen zu unterschiedlichen Terminen bis zu $46.000 \mu\text{m}^3/\text{ml}$ oder maximal 10,0 % zum Gesamtbiovolumen bei. Lediglich von Mai bis Juni 1997 wurde ein außerordentlich hohes Biovolumen von 22,2 und 24,9 % durch verschiedene Volvocales (Mai bis Anfang Juni) und die koloniale Grünalge *Sphaerocystis Schroeteri* (Ende Juni) erreicht.

4.5.4.6 μ -Algen

Da zahlreiche Arten unter $10 \mu\text{m}$ während des Auszählens nicht bestimmbar waren, wurden diese unter der Bezeichnung μ -Algen miterfaßt. Ab dem Zeitpunkt der Zählung der μ -Algen von März 1995 betrug deren Anteil im Mittel 5,9 % des Gesamtbiovolumens, für einige Monate wurden überdurchschnittlich hohe prozentuale Volumenanteile erreicht. So betrug der prozentuale Biovolumenanteil im März 1997 fast 43 %. Die höchsten prozentualen Anteile wurden mit Ausnahme von 1995 jeweils im März und April eines Jahres ermittelt.

1995 wurde auch im Dezember ein hohes relatives Biovolumen der μ -Algen erfaßt (Abb. 39).

Der Anteil der μ -Algen war höchst signifikant und negativ mit der o-Phosphat-Konzentration korreliert ($R = -0,612$, $p = 0,001$).

4.5.5 Funktionelle Gruppen

4.5.5.1 Nanoplankton

Der Anteil der Nanoplankter ($< 20 \mu\text{m}$) einschließlich der μ -Algen am Gesamtbiovolumen betrug 1994 bis 1997 durchschnittlich 52,0 % (Abb. 36). Das Nanoplankton setzte sich im Mittel zu 43,2 % aus kleinen centrischen Bacillariophyceen zusammen. Von 1995 bis 1997 stieg der Nanoplanktonanteil am Gesamtbiovolumen von 45,2 % auf 63,9 %. Die Zunahme ist zum überwiegenden Teil auf den Anstieg der kleinen *Cyclotella*-Arten von 21,6 % auf 34,0 % zurückzuführen.

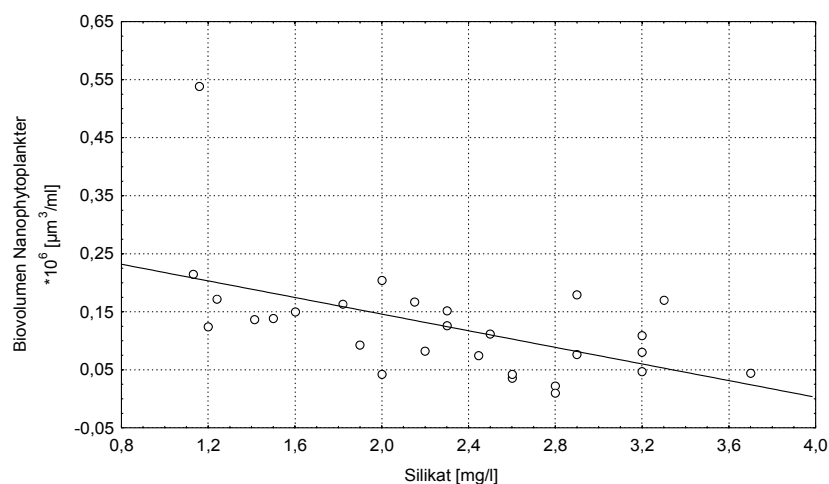


Abb. 48: Scatterplot der Silikat-Konzentration und des Biovolumens der Nanoplankter ($n = 28$) an der Probestelle „Boje“. Wertepaare von August 1994 bis September 1997.

Das Biovolumen der Nanoplankter korreliert schwach positiv und signifikant mit der Sichttiefe ($R = 0,346$, $p = 0,045$) und negativ aber hoch signifikant mit der Silicium-Konzentration ($R = -0,518$, $p = 0,005$) korreliert (Abb. 48).

4.5.5.2 Mixotrophe Arten

Mixotrophe Arten sind sowohl zur photoautotrophen als auch zur heterotrophen (osmotroph oder durch Phagocytose) Ernährungsweise befähigt. Die Phytoplanktonarten wurden in Anlehnung an NYGAARD & TOBIESEN (1993) und SANDERS & PORTER (1988) als mixotroph eingestuft. Als mixotrophe Arten wurden daher in der vorliegenden Arbeit die Gattungen *Dinobryon*, *Peridinium*, *Pseudopedinella*, *Ceratium*, *Cryptomonas* und *Gymnodinium* zusammengefaßt.

Der Anteil mixotropher Arten am Gesamtbiovolumen des Borkener Sees betrug im Mittel 27 %. Phasenweise lag der Anteil besonders in den Monaten März/April, Juli und September über 40 %. 1996 konnten während der Sommermonate sehr hohe Anteile von 44,4 - 70,3 % festgestellt werden. Die Erhöhung des Anteils der Mixotrophen in den oben angegebenen Monaten ist besonders auf den Anstieg der Gattung *Gymnodinium* zurückzuführen. Ein Trend zur Zunahme des Anteils der mixotrophen Arten am Gesamtbiovolumen konnte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes nicht beobachtet werden.

4.5.6 Vertikale Phytoplanktonverteilung

Die räumliche Verteilung der Phytoplanktonarten wurde mit zwei verschiedenen Verfahren zu zwei unterschiedlichen Mixiszeitpunkten des Borkener Sees ermittelt.

4.5.6.1 Gesamtbiovolumen und Einzelbiovolumina aus zwei Tiefenbereichen

Zur Abschätzung, in welchen Tiefenbereichen sich bestimmte Phytoplankter vor der Etablierung der Temperaturschichtung bevorzugt aufhalten, erfolgte am 11.4.1995 eine Probenahme mit dem SCHRÖDER-Schöpfer von 0-10 m und eine zweite von 0-20 m Tiefe. Das Ergebnis der Auszählung und der Berechnung des Biovolumens ist Anhang 12 zu entnehmen. Die Windstärke betrug zu diesem Zeitpunkt 0 bis 2 auf der Beaufort-Skala.

Das Biovolumen aus der Tiefe von 0-10 m betrug 70,3 % des Gesamtbiovolumens aus der Tiefe von 0-20 m. *Cryptomonas erosa/ovata*, *Rhodomonas minuta* und *Pseudopedinella erkensis* waren zu diesem Probezeitpunkt überwiegend im oberen Tiefenbereich bis 10 m zu finden, die großen Dinophyceen (*Gymnodinium sp.* (groß), *Gymnodinium uberrimum*) bevorzugten den Tiefenbereich von 10 bis 20 m. Große Centrales (*Stephanodiscus sp.*) und pennate Diatomeen (*Diatoma sp.*, *Fragilaria sp.*) waren im Tiefenbereich von 0-10 m ebenfalls abundanzmäßig kaum vertreten, während die Dichte im Tiefenbereich von 0-20 m relativ hoch lag.

4.5.6.2 Tiefenverteilung des Phytoplanktons zum Ende der Stagnationsphase (September 1997)

Die tiefenabhängige Phytoplanktonzählung fand gegen Ende der Stagnationsphase (9.9. 1997) in sechs Tiefen bei Windstärke 3 bis 4 statt (Abb. 49).

Die Verteilung des Biovolumens zeigte, daß fast 50 % des Biovolumens in 8 m Tiefe vorhanden war, ca. 20 % in der Tiefe von 4 m und 25 % in der Tiefe 10 m/14 m, die als Mischprobe entnommen wurde. Trotz der relativ großen Tiefenabstände betrug die Abweichung des Mittelwertes der Proben aus 4 m, 8 m und 10/14 m zum Biovolumen der integrierten Probe von 0 bis 20 m lediglich 9,3 %. Der relativ hohe prozentuale Anteil in 44 m am Gesamtbiovolumen basierte auf dem Biovolumen von Cryptophyceen (*Erkenia*) und mixotropher Dinophyceen (*Gymnodinium* und *Peridinium*). *Ceratium hirundinella* war mit einem abnehmenden Biovolumen von 4 m ($0,016 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{ml}$) bis in eine Tiefe von 24 m ($0,003 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{ml}$) anzutreffen. Die Verteilung der weiteren Dinophyceen-Taxa zeigt Abb. 50.

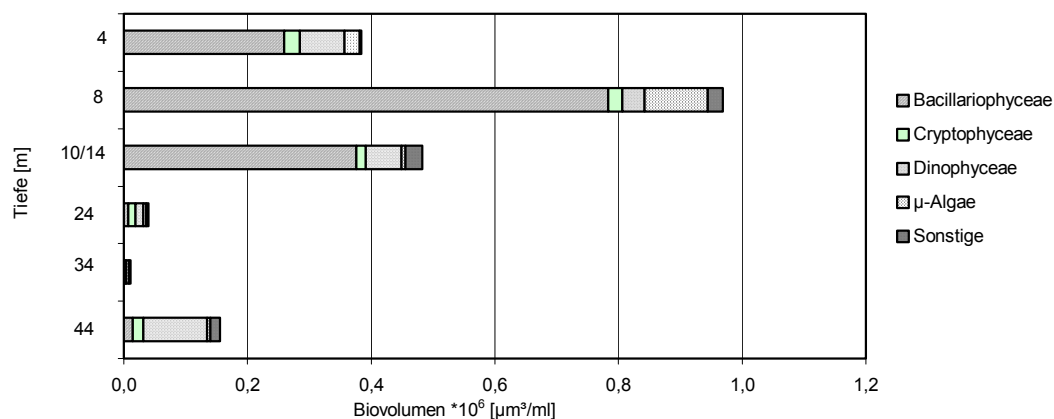


Abb. 49: Biovolumen der sechs Proben unterschiedlicher Tiefe an der PS ‚Boje‘ am 9.9.1997.

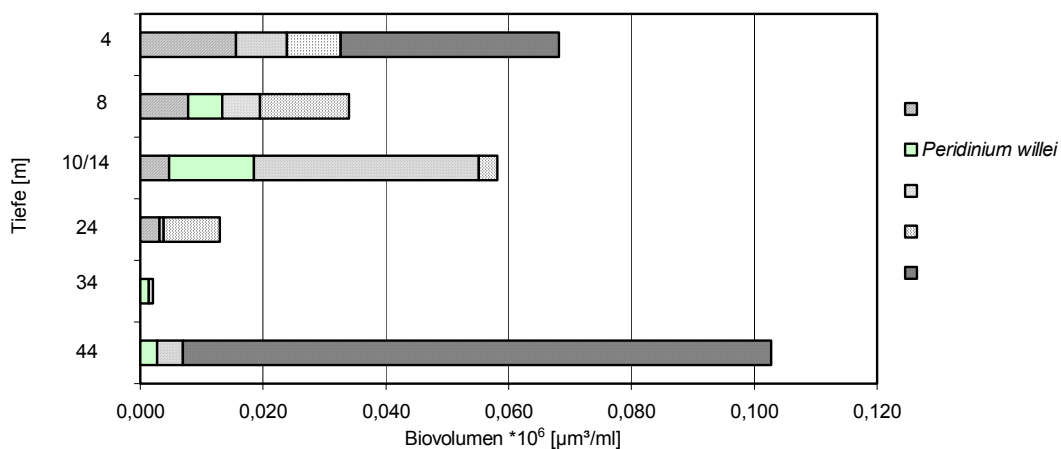


Abb. 50: Biovolumina ausgewählter Dinophyceen-Taxa in sechs Proben unterschiedlicher Tiefe an der PS ‚Boje‘ am 9.9.1997.

4.5.7 Biovolumenvergleich der PS ‚Boje‘, PS ‚Nordbucht‘ und PS ‚Flachwasser‘ 1997

Die drei Probestellen sind durch sehr unterschiedliche Verläufe sowohl in der Höhe der Biovolumina als auch der Zusammensetzung des Phytoplankton-Biovolumens gekennzeichnet. Die Höhe des Phytoplankton-Biovolumens nahm an der PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ im Verlauf des Jahres 1997 bis Ende September zu (Abb. 40 und 51). Die höchsten Biovolumina wurden Ende September erreicht. An der Probestelle in der Flachwasserzone waren die höchsten Biovolumina Ende April und Ende Mai festzustellen. Die Höhe betrug zu diesem Zeitpunkt das 3 bis 4-fache des Biovolumens der beiden anderen Probestellen. Das Biovolumen an der PS ‚Flachwasser‘ hatte im Gegensatz zu den beiden anderen Probestellen im Jahresverlauf eine abnehmende Tendenz.

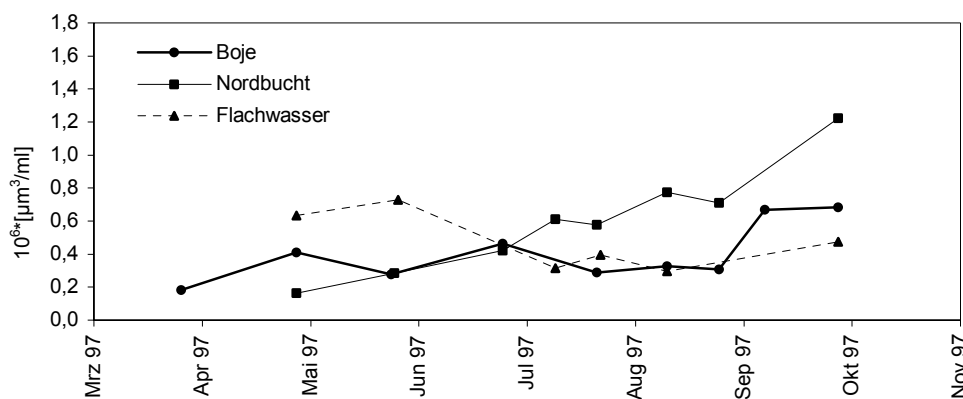


Abb. 51: Phytoplankton-Biovolumen an der PS ‚Boje‘, der PS ‚Nordbucht‘ und der PS ‚Flachwasser‘ 1997.

An allen Probestellen dominierte die Gruppe der Bacillariophyceen. Eine der PS ‚Boje‘ ähnliche Zusammensetzung der Taxagruppen zeigte 1997 die Probestelle ‚Nordbucht‘. Im frühen Frühjahr war dort jedoch die Bedeutung der Chlorophyceen geringer als an der PS ‚Boje‘. In der Flachwasserzone dagegen konnten die Chlorophyceen erst im Juli bedeutende Biovolumina aufbauen, da im Verlauf des Jahres der relative Anteil der Bacillariophyceen abnahm. Im September sank dort der Anteil der Kieselalgen zugunsten der Cryptophyceen stark ab, während an den anderen Probestellen die Gruppe der Cryptophyceen im September kaum eine Rolle spielte. Chrysophyceen waren an den PS ‚Nordbucht‘ und ‚Boje‘ überwiegend in den frühen Sommermonaten zu finden. In der Flachwasserzone dagegen bildete diese Gruppe zu diesem Zeitpunkt noch keine bedeutenden Biovolumina, erst Ende September nahm deren Anteil in der Flachwasserzone zu. Die Gruppe der Zieralgen (Conjugatophyceen) war in der Flachwasserzone mit zahlreichen Litoralarten vertreten, die weder an der PS ‚Boje‘ noch an der PS ‚Nordbucht‘ zu finden waren. Der Anteil der μ -Algen war im Frühjahr an den PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ mit 16 bis 42 % relativ hoch, an der PS ‚Nordbucht‘ auch im Spätsommer noch mit 10 bis 16 %, während deren Anteil im Bereich der Flachwasserzone mit maximal 5,2 % ganzjährig verhältnismäßig niedrig lag.

4.6 ZOOPLANKTON UND MEIOFAUNA

4.6.1 Taxaliste des Zooplanktons

Die Taxaliste des Pelagials des Borkener Sees zeigt Tab. 21. Fett gedruckt sind die Arten, deren Abundanzen im Untersuchungszeitraum regelmäßig oder in hohen Abundanzen auftraten.

Tab. 21: Zooplanktontaxa der Pelagialprobestelle „Boje“ (P entspricht Pelagialart, L entspricht Litoralart. Die Litoralarten waren mit Ausnahme von *Chydorus sphaericus* Einzelfunde).

Stamm	Klasse/Unterkl.	Art	Habitat
St. Protozoa	Kl. Actinopoda	<i>Actinophrys sol</i> EHRENBERG 1830	P
	Kl. Ciliata	<i>Coleps spetai</i> FOISSNER, 1984	P
		<i>Halteria</i> sp.	P
		<i>Vorticella</i> sp.	L
		<i>Tintinnidium</i> sp.	P
		<i>Strongylidium crassum</i> STERKI, 1878	P
St. Cnidaria	Kl. Hydrozoa	<i>Hydra</i> sp. (Eier)	L
St. Nemathelminthes	Kl. Rotatoria	<i>Ascomorpha ovalis</i> (CARLIN 1943)	P
		<i>Asplanchna</i> sp.	P
		<i>Brachionus</i> sp.	P
		<i>Cephalodella</i> sp.	L
		<i>Filinia terminalis</i> (PLATE, 1886)	P
		<i>Kellicottia longispina</i> (KELLCOTT 1879)	P
		<i>Keratella cochlearis</i> (GOSSE, 1851)	P
		<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	P
		<i>Lecane cf. luna</i> (O. F. Müller, 1776)	P
		<i>Lecane lunaris lunaris</i> (EHRENBERG, 1832)	P
		<i>Notholca cf. acuminata</i> (EHRENBERG, 1832)	P
		<i>Polyarthra dolichoptera</i> (IDELSON 1925)	P
		<i>Synchaeta tremula</i> (O. F. MÜLLER) 1786	P
		<i>Trichocera</i> sp.	L/P
	Kl. Gastrotricha	<i>Chaetonotus arquatus</i> VOIGT 1903	L
	Kl. Crustacea		
	Ukl. Phyllopoda	<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller, 1785)	P
		<i>Alonella</i> sp.	P
		<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. MÜLLER 1785)	P
		<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (JURINE, 1820)	P
		<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. MÜLLER, 1785)	L/P
		<i>Daphnia cucullata</i> (G. O. SARS 1862)	P
		<i>Daphnia galeata</i> SARS 1863	P
		<i>Daphnia galeata x cucullata</i>	P
		<i>Disparalona rostrata</i> (KOCH, 1841)	P
		<i>Macrothrix laticornis</i> (JURINE, 1829)	P
		<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G. O. SARS 1863)	P
		<i>Cyclops abyssorum</i> G. O. SARS 1863	P

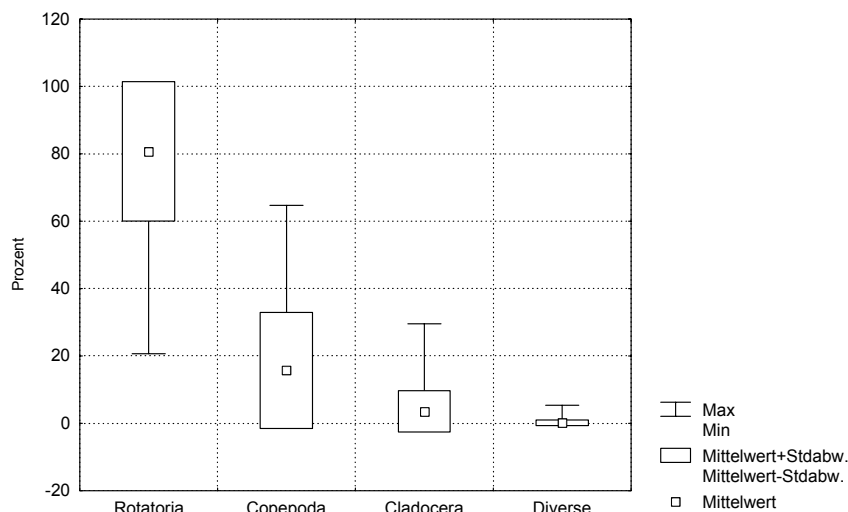
4.6.2 Zusammensetzung des Zooplanktons an den PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘

Das Zooplankton eines Sees setzt sich zum überwiegenden Teil aus Arten der Taxa der Rotatorien, Copepoden und Cladoceren sowie der Protozoen zusammen. Obwohl für das Zooplankton des Borkener Sees 30 Arten aus der Gruppe der Heliozoa, Ciliata, Rotatoria, Cladocera, Copepoda nachgewiesen wurden (Anhang 13), waren lediglich 13 Taxa dominant.

Die Rotatorien dominierten das Zooplankton individuenmäßig mit 80,7 %, die Copepoden-Arten *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops abyssorum* stellten im Mittel 15,7 %, die Cladoceren 3,5 % der Individuen (Abb. 52).

Unter den Rotatorien war vor allem *Kellicottia longispina*, die fast 75 % der Gesamtindividuen stellt, die dominante Art des Borkener Sees. *Polyarthra dolichoptera* war mit 2,6 % die zweithäufigste Rotatorien-Art. *Filinia terminalis* erreichte im April 1997 zwar 20 % der Gesamtindividuen, trat jedoch zeitlich eng begrenzt in Erscheinung, so daß die Art im Mittel 2 % der Individuen stellte. *Keratella cochlearis* und *Ascomorpha ovalis* trugen 0,8 bzw. 0,7 % zur Gesamtzahl der Zooplankter bei.

Abb. 52: Mittelwerte, Standardabweichung, Maxima und Minima der Abundanz der Taxa (%)



im Zeitraum von August 1993 bis September 1997

Die zwei Copepoden-Arten des Freiwassers des Borkener Sees waren fast zu gleichen Teilen an der Zusammensetzung der Gesamtindividuen beteiligt. Der Anteil von *E. gracilis* betrug 8,0 %, während *C. abyssorum* 7,7 % dazu beisteuerte.

Die Cladoceren-Fauna des Planktons des Borkener Sees wurde dominiert von zwei *Daphnia*-Arten und der dazugehörigen Hybrid-Form. Die ‚Cladoceren‘ stellten im Mittel 3,1 % der Gesamtindividuen, darunter betrug der Anteil der Daphnien 2,9 %.

Die Gruppe der Ciliaten wurde nicht routinemäßig, sondern lediglich bei auffallend hohen Individuendichten im Lebendplankton erfaßt. Von Juni bis Juli 1994 war ein Massenvorkommen von *Strongylidium crassum* zu beobachten. Die Art zeichnet sich durch eine

pelagische Lebensweise in einer Detritushülle aus und enthält Zoochlorellen. *Strongylidium crassum* konnte nur in den Lebendproben qualitativ erfaßt werden, da durch das Konservierungsverfahren die Bestimmungsmöglichkeit nicht mehr gegeben war. *Coleps spetai*, die regelmäßig und in hohen Dichten in den Sommer- und teilweise Herbstmonaten im Borkener See beobachtet wurde, zeichnet sich ebenfalls durch Zoochlorellen aus. Diese Art ist der einzige Vertreter der Gattung *Coleps*, der sich durch eine mixotrophe Lebensweise auszeichnet.

Von BOHLE et al. (1997) wurde unter den Insecta eine Larve der Gattung *Chaoborus* in den Benthosproben nachgewiesen. Die Larven vergraben sich tagsüber im Sediment und steigen nachts zum Fressen in das Epilimnion auf. Trotz der nächtlichen Probenahme im Juli 1997 konnten bei dieser Untersuchung keine Vertreter dieser Gattung beobachtet werden. Die Gattung ist im Borkener See selten, da sie sonst auch in den ganzjährigen Benthosproben in höheren Abundanzen aufgetreten wäre, die von Ende 1993 bis Anfang 1996 entnommen wurden (BOHLE et al. 1997).

4.6.3 Populationsökologische Ergebnisse

4.6.3.1 Copepoda

Die Fängigkeit der adulten Copepoden ist aufgrund der Fluchtreaktion, sowohl mit der Falle als auch mit dem Netz nicht sehr hoch. Vermutlich liegen daher die Abundanzen der Adulten besonders der Cyclopoida höher als hier dargestellt. Dennoch lassen sich unter Zuhilfenahme der Abundanzen der Copepodite und der Nauplien Entwicklungsphasen aufzeigen, die für die zwei im Borkener See vorhandenen planktischen Arten dargestellt werden.

4.6.3.1.1 *Eudiaptomus gracilis*

E. gracilis besaß während des Untersuchungszeitraumes – deutlich erkennbar an der Abundanz der Nauplien und der Copepodite – zwei Maxima pro Jahr. Die erste Generation erschien in den Monaten April/Mai/Juni, eine zweite Generation von Juli/August/ September. 1995 deutete sich ein drittes Maximum durch hohe Naupliendichten im Herbst/ Winter und 1996 eine hohe Abundanz der Adulten im Frühjahr an. Die Generationsdauer betrug zwei bis drei Monate (Abb. 53). 1994 waren in den Winter- und Frühjahrsmonaten sowohl Adulte als auch Copepodite und Nauplien in sehr geringen Dichten vorhanden. Die erste Generation kann von Anfang/Mitte Juni bis Ende August abgegrenzt werden. 1995 beginnt die Entwicklung von *E. gracilis* mit dem ersten Maximum der Nauplien schon Anfang April und endet mit dem Maximum der Adulten Mitte Mai. Eine 2. Generation läßt sich von Mitte Mai bis Ende Juli abgrenzen. Eine 3. Generation von August bis September wird vermutet, da die Abundanz aller drei Entwicklungsstadien im Herbst des Jahres anstieg. Die Generationen 1996 und 1997 lassen sich auf eine 1. Generation von April bzw. Mai bis Mitte Juni und eine 2. Generation von Anfang Juli bis Ende September festlegen.

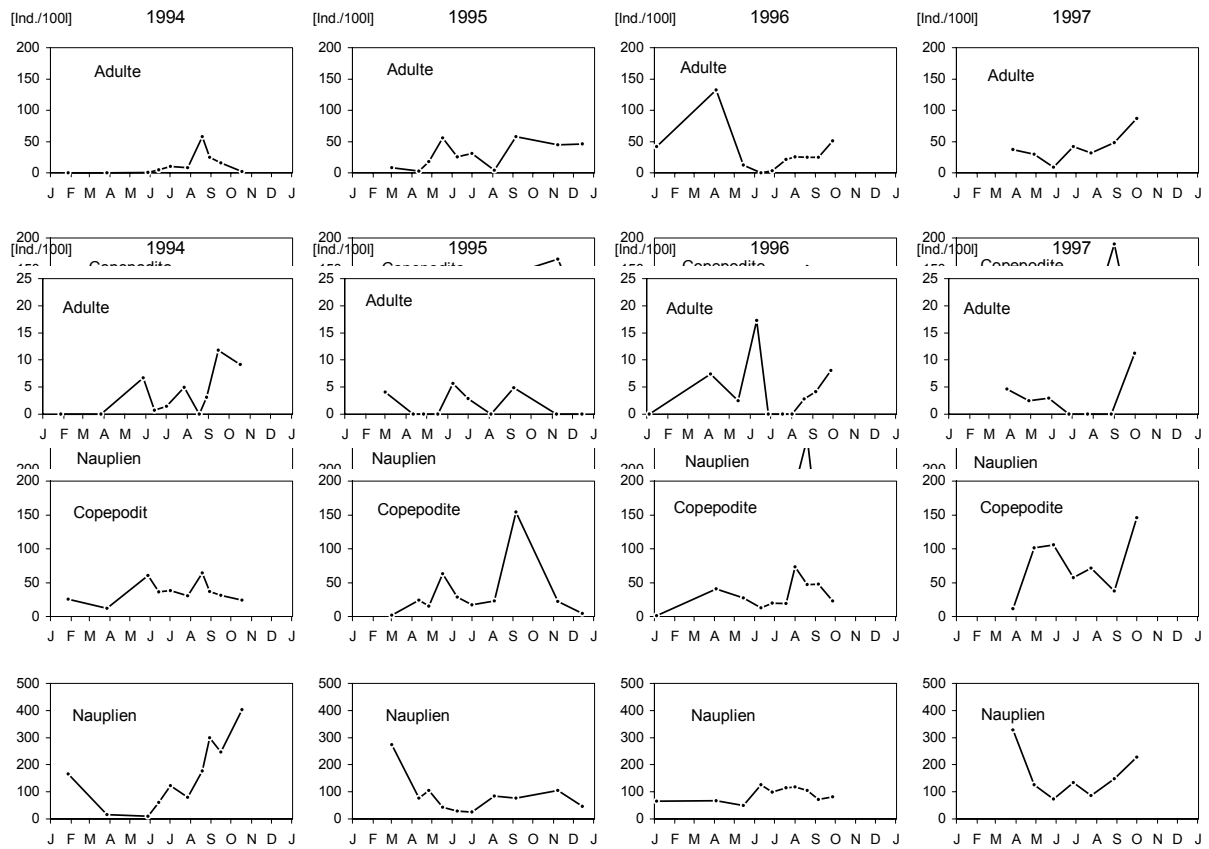


Abb. 53: *Eudiaptomus gracilis*. Abundanz der Entwicklungsstadien der Adulten, Copepodite und Nauplien von 1994 bis 1997. Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

Abb. 54: *Cyclops abyssorum*. Abundanz der Entwicklungsstadien der Adulten, Copepodite und Nauplien von 1994 bis 1997. Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

Ein geringer Anteil an calanoiden Nauplien befand sich in fast jeder Probe. Die Maxima der Nauplien lagen in drei von vier Untersuchungsjahren bei ca. 150-200 Ind./100 l. 1996 lag das zweite Maximum mit ca. 300 Ind./100 l fast doppelt so hoch wie in den anderen Untersuchungsjahren. 1994 wurden die niedrigsten Naupliendichten gemessen.

Aufgrund der geringen Naupliusdichten waren 1994 auch die Copepoditstadien nur in geringen Abundanzen vorhanden. Die Maxima der Copepodite lagen üblicherweise zwischen 150 und 200 Ind./100 l. Die Maxima der Adulten lagen bei 50 Ind./100 l. Im Frühjahr 1996 und Ende September 1997 wurden jedoch außergewöhnlich hohe Abundanzen von 100-150 Ind./100 l gemessen.

Die Abundanz der Nauplien war mit denen der cyclopoiden Copepoditstadien positiv korreliert (Tab. 22). Es fand sich keine Korrelation mit dem Biovolumen oder der Zelldichte einer bestimmten Algengruppe. Die calanoiden Copepodite korrelierten mit der Abundanz der Daphnien und dem Biovolumen der Chrysophyceen.

Tab. 22: SPEARMAN-Korrelation zwischen Entwicklungsstadien von *Eudiaptomus gracilis* und weiteren Parametern.

Korrelation	n	R	p-Niveau	Signifikanz
<i>E. gracilis</i> Nauplien & <i>Cyclops abyssorum</i> Copepodite	37	0,360	0,029	*
<i>E. gracilis</i> Eitragende Weibchen & <i>Cyclops abyssorum</i> Copepodite	37	0,337	0,044	*
<i>E. gracilis</i> Copepodite & Chrysophyceae (Biovolumen)	34	0,364	0,034	*
<i>E. gracilis</i> Copepodite & <i>Daphnia</i> spp.	37	0,342	0,038	*
<i>E. gracilis</i> Copepodite & <i>Daphnia cucullata</i>	34	0,383	0,025	*

Die Vertikalbeprobung mit der Planktonfalle ergab im Mai 1995 einen bevorzugten Aufenthalt der Nauplien in der Tiefenzone von 11 - 20 m, Anfang September 1995 und Mitte Mai 1996 in der oberflächennahen Tiefenzone von 0 - 5 m bzw. von 0 - 10 m (Abb. 55) . Auch bei der Beprobung mit der Planktonfalle wird deutlich, daß die calanoiden Nauplien ganzjährig im See vorhanden waren. Die Maxima der Copepodite waren zum überwiegenden Teil nicht in der oberflächennahen Wasserschicht zu finden, sondern in der Tiefenzone unterhalb von 6 m. Die überwinternden Adulten befanden sich im Herbst/Winter – mit Ausnahme am 14. Dezember – überwiegend in der Tiefenzone von 11 - 15 m.

Auffallend war im Vergleich zum Januar bis März 1995 die hohe Abundanz der Adulten von Januar und April 1996.

Die Transektuntersuchung zeigte eine gleichmäßige Verteilung der Nauplien und Copepodite im Pelagial des Borkener Sees (Abb. 57 und 58). Lediglich an der PS ‚Nordbucht‘ war die Zahl der Nauplien etwas geringer. Die nächtliche Probenahme ergab keine erhöhte oder erniedrigte Dichte im Verhältnis zur 11.00 Uhr Probenahme.

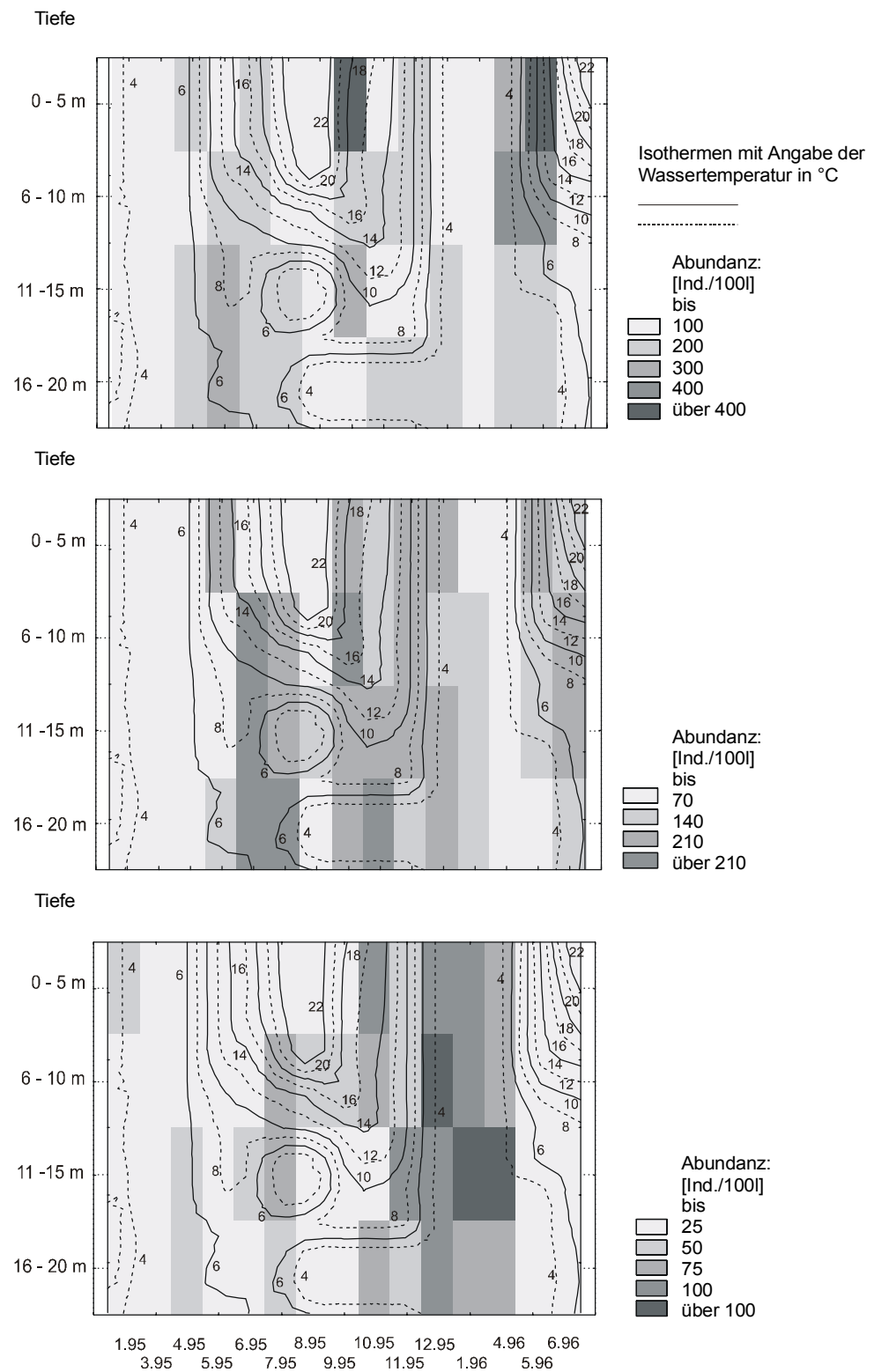


Abb. 55: Tiefenverteilung der Entwicklungsstadien von *Eudiaptomus gracilis* von Januar 1995 bis Juni 1996. Probenahme mit der Planktonfalle in vier Tiefenstufen.

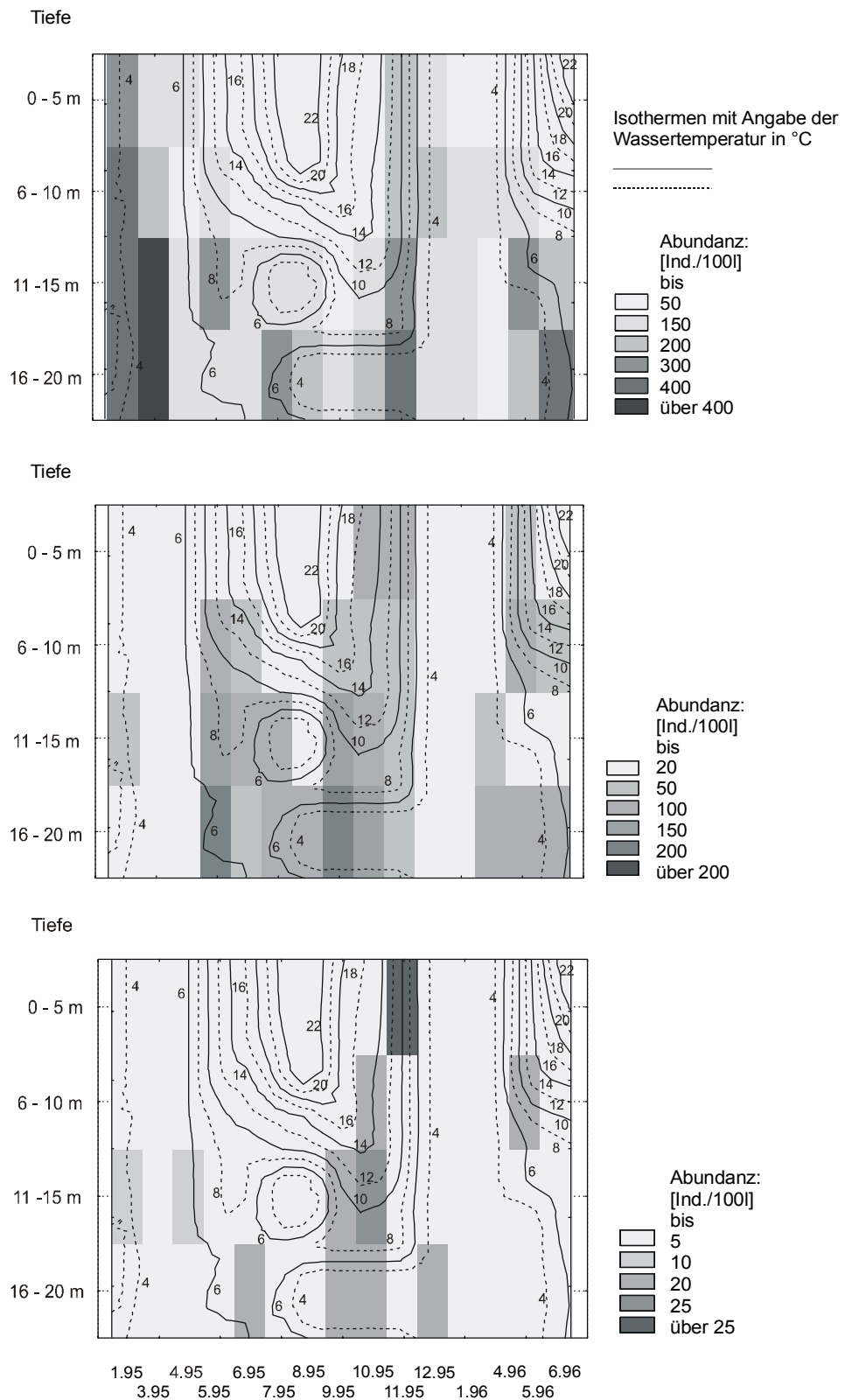


Abb. 56: Tiefenverteilung der Entwicklungsstadien von *Cyclops abyssorum* von Januar 1995 bis Juni 1996. Probenahme mit der Planktonfalle in vier Tiefenstufen.

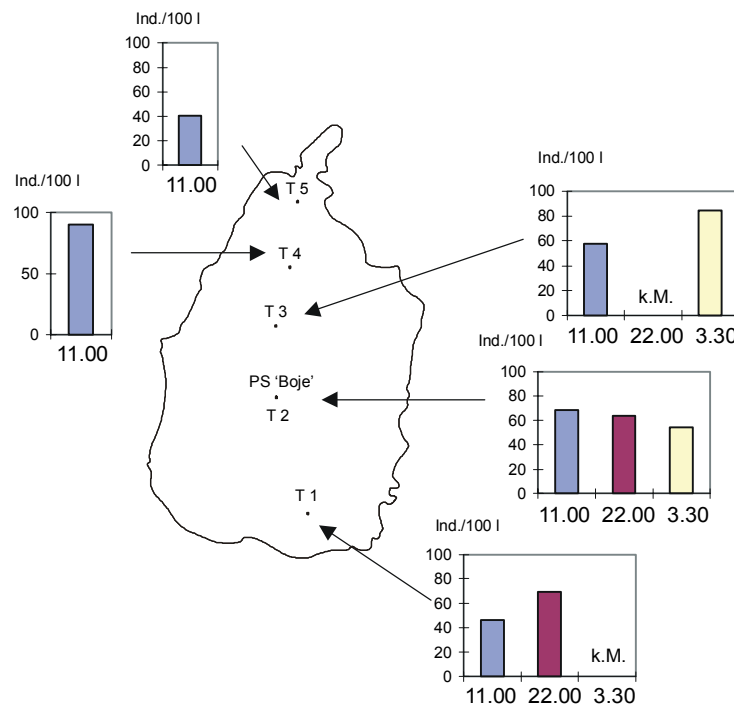


Abb. 57: Räumlich-zeitliche Verteilung der Copepodite von *Eudiaptomus gracilis* während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

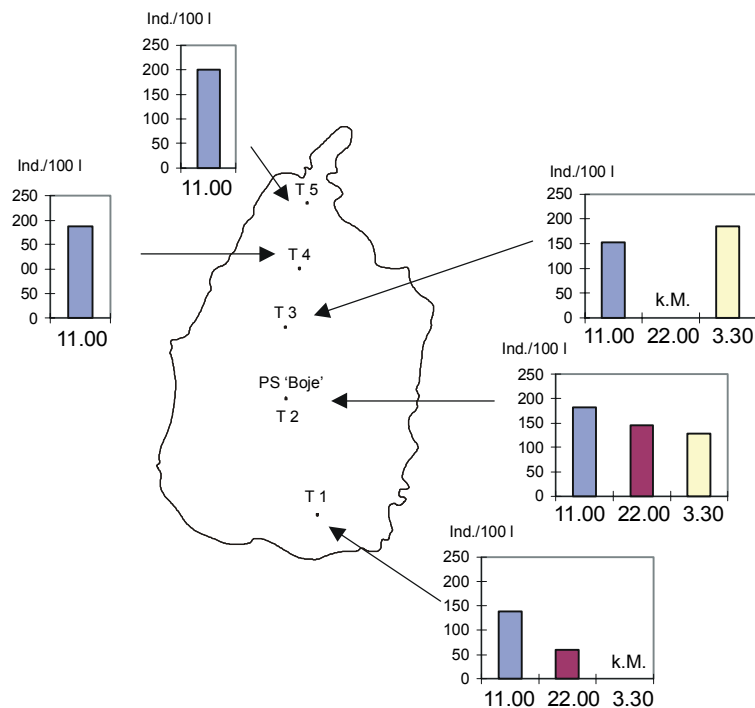


Abb. 58: Räumlich-zeitliche Verteilung der Nauplien von *Eudiaptomus gracilis* während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

4.6.3.1.2 *Cyclops abyssorum*

Das zeitliche Auftreten der einzelnen Entwicklungsstadien der cyclopoiden Copepoden-Art ist von denen der calanoiden Copepoden-Art verschieden (Abb. 54).

Für den Borkener See lassen sich die Entwicklungsphasen wie folgt abgrenzen: Die Jahre 1994, 1995 und 1997 zeichneten sich im Frühjahr und Spätsommer durch relativ hohe Abundanzen an Nauplien aus. Damit lassen sich mit Hilfe der Nauplienabundanz zwei Generationen abgrenzen. Allerdings waren bis auf das Frühjahr 1994 ganzjährig cyclopoide Nauplien in Dichten von über ca. 25 Ind./100 l im Epilimnion vorhanden. Die höheren Nauplius-Dichten im Spätsommer und im Herbst der Jahre 1994 und 1997 waren verbunden mit einem allgemein hohen Phytoplankton-Biovolumen. Für die Monate Januar bis März besteht dieser Zusammenhang offenbar nicht. Die Korrelation zwischen der Abundanz der Nauplien und der Höhe des Nanoplanktonbiovolumens war hoch signifikant, die zwischen den Zellzahlen der Bacillariophyceen signifikant (Tab. 23).

Tab. 23: SPEARMAN-Korrelation zwischen Entwicklungsstadien von *Cyclops abyssorum* und weiteren Parametern.

Korrelation	n	R	p-Niveau	Signifikanz
<i>C. abyssorum</i> Nauplien & Phytonanoplankton (Biovolumen)	34	0,458	0,006	**
<i>C. abyssorum</i> Nauplien & Bacillariophyceae (Zellen)	34	0,429	0,011	*
<i>C. abyssorum</i> Copepodite & <i>E. gracilis</i> Nauplien	37	0,360	0,029	*
<i>C. abyssorum</i> Copepodite & <i>Polyarthra dolichoptera</i>	34	0,477	0,004	**

Die Maxima der Copepodit-Stadien lagen vor allem im Mai und im Zeitraum von August bis September. Die Copepodite korrelierten mit der Abundanz von *Polyarthra dolichoptera* und den Nauplien von *Eudiaptomus gracilis* positiv.

An Hand der Abundanz der Adulten lassen sich nicht exakt Generationen oder Kohorten abgrenzen, da bei einer maximalen Dichte von 20 Ind./100 l die Unsicherheit der Methodik (Kap. 3.5.2) sehr stark zum Tragen kommt. Dennoch kann unter Zuhilfenahme der Ergebnisse der Planktonfalle die höchste Abundanz der Adulten für Januar/März und September bis November angegeben werden.

Diese Verteilungen belegen eine Generationsdauer von Januar bis Mai bzw. Februar bis Juni. Eine zweite Generation mit einer kürzeren Entwicklungsdauer ist von August bis September bzw. September bis Oktober erkennbar. Inwieweit Diapausestadien auftreten, konnte nicht eindeutig geklärt werden. Da die Copepodit-Stadien im Herbst 1995 zeitgleich mit den Nauplien und Adulten auftraten, liegt die Vermutung nahe, daß die Entwicklung unmittelbar ohne dazwischengeschaltetes Ruhestadium erfolgte. Im Frühjahr 1995 und 1997 (Anfang

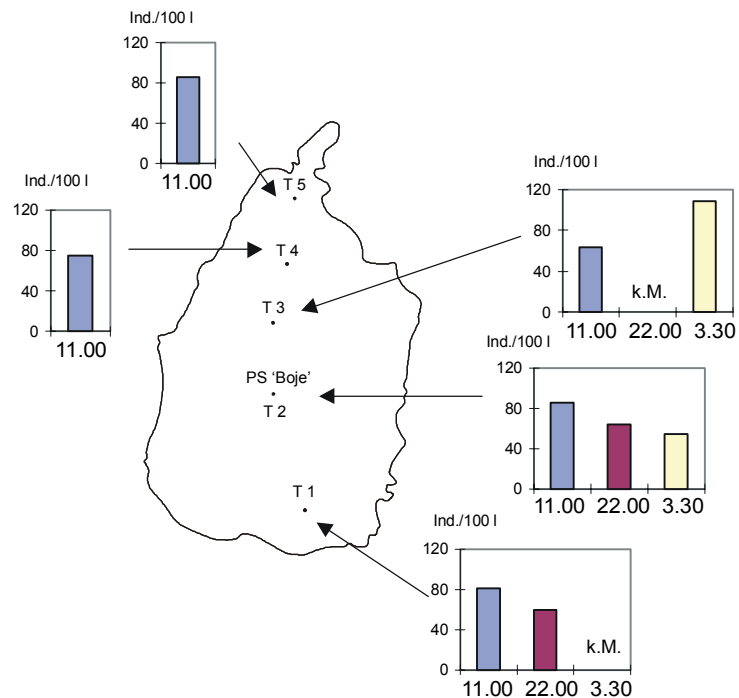


Abb. 59: Räumlich-zeitliche Verteilung der Nauplien von *Cyclops abyssorum* während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

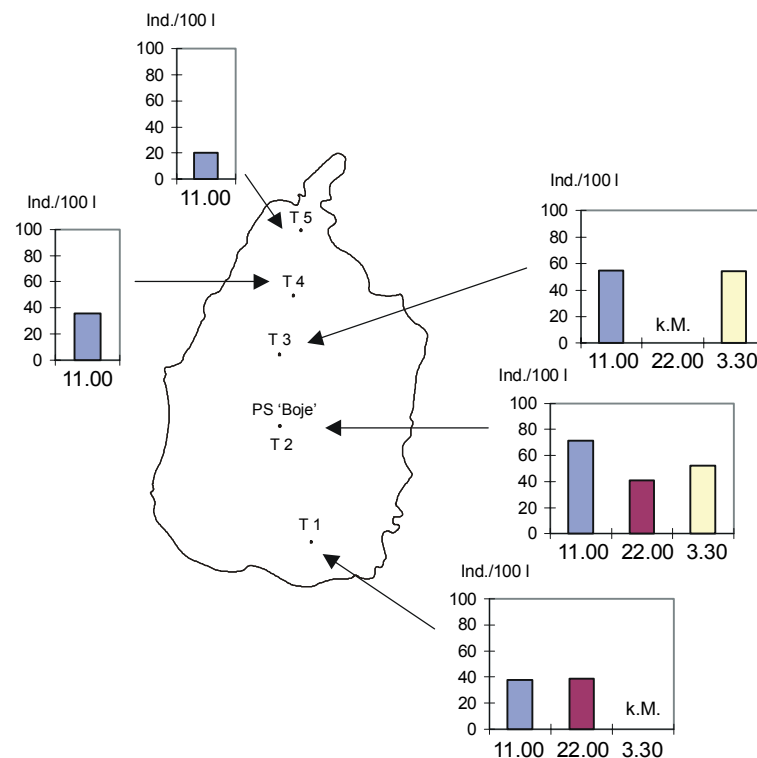


Abb. 60: Räumlich-zeitliche Verteilung der Copepodite von *Cyclops abyssorum* während der Transekt-Untersuchung und der nächtlichen Probenahme am 23.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

und Ende März) dagegen fällt auf, daß zwar Adulte und Nauplien vorhanden waren, aber die Abundanz der Copepodite sehr gering war. Daher besteht hier die Vermutung einer Diapause der Copepoditstadien.

Das Maximum der Nauplien lag bis auf 1996 immer höher als das der Nauplien von *Eudiaptomus gracilis*. Für die Copepodit-Stadien lagen 1994 und 1996 die Maxima nur knapp über 50 Ind./100 l, in den anderen beiden Jahren bis zu 150 Ind./100 l. Die Abundanz der adulten Copepoden lag mit maximal 17 Ind./100 l deutlich unter der von *E. gracilis*. Die cyclopoiden Nauplien hielten sich, im Unterschied zu den calanoiden Nauplien, überwiegend in Tiefen unterhalb von 10 m auf. Vor allem zu den Zeitpunkten der Maxima im März und November 1995 und im Juni 1995 und 1996. Die Copepoditstadien und die adulten Copepoden waren bis auf wenige Probenahmetage ebenfalls nicht in den obersten 5 m in größeren Abundanzen anzutreffen. Eine Ausnahme bildete der November 1995. Die Adulten befanden sich zu diesem Zeitpunkt in der oberflächennahen Wasserschicht von 0 - 5 m, das Nauplienmaximum lag in einer Tiefe von 15 - 20 m.

Die Transektuntersuchung ergab, daß Nauplien gleichmäßig an allen Probestellen verteilt waren (Abb. 59). Bei den Copepoditstadien war eine Tendenz zur Seemitte zu erkennen (Abb. 60). Die Abundanzen waren an der Probestelle Seemitte am höchsten. Adulte männliche Copepoden waren zu diesem Zeitpunkt in der Probe an der nördlichsten Probestelle vorhanden, während eitrage Weibchen überwiegend in Seemitte – vor allem an der PS „Boje“ – ausgezählt wurden (Anhang 14).

4.6.3.2 Rotatoria

Die Rotatorien waren die individuenreichste Zooplanktongruppe im Borkener See (Abb. 52). Es wurden 13 pelagische Rotatorienarten bestimmt, von denen sieben nur einmalig beobachtet wurden.

Die dominanten Rotatorienarten waren *Kellicottia longispina*, *Polyarthra dolichoptera*, *Ascomorpha ovalis*, *Keratella cochlearis* und seit 1995 auch *Filinia terminalis*. Lediglich an zwei Probeterminen (Mai 1994 und April 1996) und nur in geringen Dichten wurde *Keratella quadrata* beobachtet. *Notholca cf. acuminata*, *Lecane lunaris lunaris*, *Lecane cf. luna*, *Asplanchna spec.*, *Synchaeta tremula*, *Brachionus spec.* und *Trichocera spec.* traten nur in Einzelexemplaren an einem Probetermin auf (Anhang 13).

4.6.3.2.1 *Kellicottia longispina*

Kellicottia longispina war mit den höchsten Abundanzen innerhalb des Zooplanktons eine der charakteristischen Zooplanktonarten des Borkener Sees. Die Art war ganzjährig zu finden. Im Verlauf der vier Untersuchungsjahre von 1994 bis 1997 erhöhte sich die Abundanz zum Zeitpunkt des Maximums auf das vierfache. Die Maxima lagen in den Frühjahrsmonaten von Anfang April bis Ende Juli (Abb. 61). 1996 war die Art schon sehr früh im April in hohen Dichten vorhanden, zugleich dauerte die Phase bis Mitte Juni verhältnismäßig lange an. Während diese Phase in den Jahren 1994, 1995 und 1997 maximal

vier Wochen dauerte, hielt sie 1996 zehn Wochen an. In diesem Zeitraum fand *K. longispina* offenbar besonders gute Bedingungen vor.

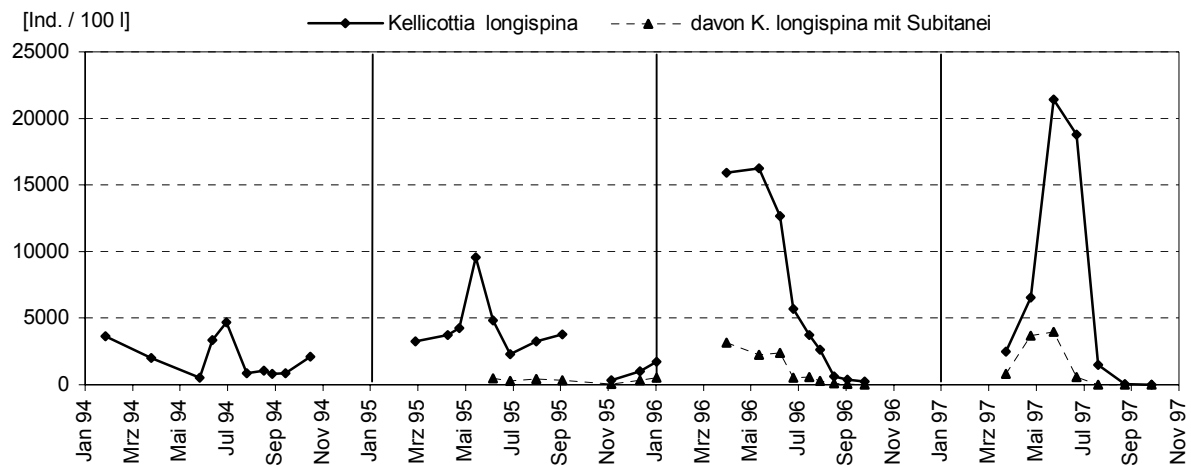


Abb. 61: Abundanz von *Kellicottia longispina*. an der PS „Boje“ von Januar 1994 bis September 1997 einschließlich des Anteils der Individuen mit Subitanei.

Ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von *K. longispina* und den Zellzahlen kleiner Phytoplanktontaxa wird aus Tab. 24 deutlich.

Das Auftreten der Gattungen *Rhodomonas* und *Kephyrion* ist positiv und signifikant bzw. höchst signifikant mit der Abundanz von *K. longispina* korreliert. Die anderen Gruppen sind zumindest signifikant, aber negativ korreliert.

Tab. 24: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen der Abundanz von *Kellicottia longispina* und der Zelldichte von Phytoplanktontaxa einschließlich Signifikanzniveau.

<i>Kellicottia longispina</i> korreliert mit:	n	R	p-Niveau	Signifikanz
<i>Kephyrion</i> spp. (Zellen)	30	0,480	0,0072	**
<i>Rhodomonas</i> spp. (Zellen)	30	0,402	0,0275	*
<i>Cryptomonas</i> spp. (Zellen)	30	-0,370	0,0440	*
Phytonanoplankton (Biovolumen)	30	-0,376	0,0407	*
Nanoplankter (Zellen < 20µm)	30	-0,479	0,0073	**
<i>Cyclotella melosiroides</i> (Zellen)	30	-0,623	0,0002	***

Bei der Tiefenbeprobung mit der Planktonfalle zeigte sich von Mai bis Ende Juni 1995 eine Präferenz für die Tiefenstufen von 6 bis 15 m (Abb. 62). Zu diesem Zeitpunkt betrug die Wassertemperatur in dieser Zone 7,2 bis 19 °C und der Sauerstoffgehalt 10,7 bis 12,5 mg/l. Von Mai bis Juni 1996 waren die höchsten Abundanzen erst unterhalb von 11 m bei einer Wassertemperatur von 7,2 bis 8,8 °C und einer Sauerstoff-Konzentration von 11,5 bis 12,5 mg/l zu finden. Erkennbar ist auch eine relativ homogene vertikale Verteilung während der Zirkulationsphase und eine Abnahme der Dichte im Epilimnion während der Stratifikation. Die Beprobung in 25 m und 30 m Tiefe ergab nur noch 1/7 bzw. 1/5 der höchsten Abundanz aus 11-15 m Tiefe. Die maximalen Dichten waren damit im Bereich der euphotischen Zone von 0 bis 20 m zu finden, dabei besonders im Bereich des metalimnischen Sauerstoff-Maximums (Kap. 4.3.4).

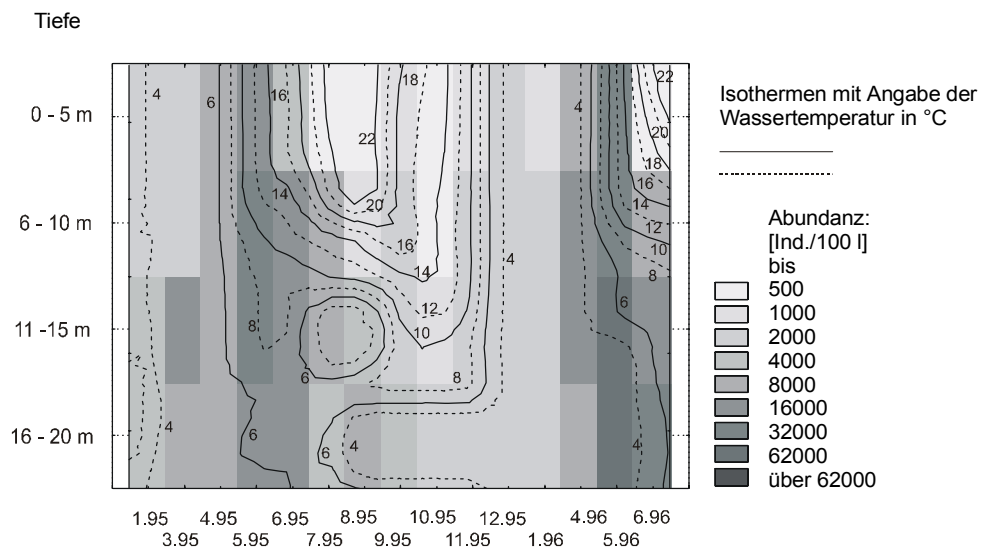


Abb. 62: Tiefenverteilung von *Kellicottia longispina* von Januar 1995 bis Juni 1996 an der PS ‚Boje‘.

K. longispina war während der Transektuntersuchung Ende Juli 1997 an allen, außer an der nördlichen Probestelle, in Dichten von 1500 bis 2000 Ind./100 l zu finden (Abb. 63). Damit war die Art relativ homogen im See verteilt. Da das Rädertier sich überwiegend in Tiefen unterhalb von 5 m aufhielt, ist die geringere Abundanz an der nördlichen Probestelle, die von 0-10 m beprobt wurde und die insgesamt nur 11 m tief war, erklärbar. *K. longispina* kann aufgrund ihrer Präferenzen für niedrige Temperaturen und/oder hohe Sauerstoffgehalte als ausgesprochene Pelagialart gelten.

Die nächtliche Probenahme an der PS ‚Boje‘ ergab für *K. longispina* am Abend nach Einbruch der Dunkelheit eine um 37 % niedrigere Dichte als am Vormittag. An der zweiten Probestelle betrug die Differenz zwischen Vormittag und Nacht ca. 34 %. In den Morgenstunden um 3.30 Uhr lag die Abundanz an der Probestelle ‚Boje‘ noch 26 % unter der des Vormittages.

Insgesamt lag die Dichte von *K. longispina* nachts um ca. ein Drittel unter derjenigen, die tagsüber zu finden war.

Um die Frage beantworten zu können, ob es sich um eine vertikale oder horizontale Wanderung handeln könnte, wurde eine dritte Probestelle in Ufernähe herangezogen. Auch hier lag die Dichte des Rädertiers *K. longispina* um 22.00 Uhr lediglich 17 % über derjenigen der Probestelle ‚Boje‘, so daß es sich hier vermutlich nicht um eine horizontale Wanderung, sondern eine Vertikalwanderung handelt.

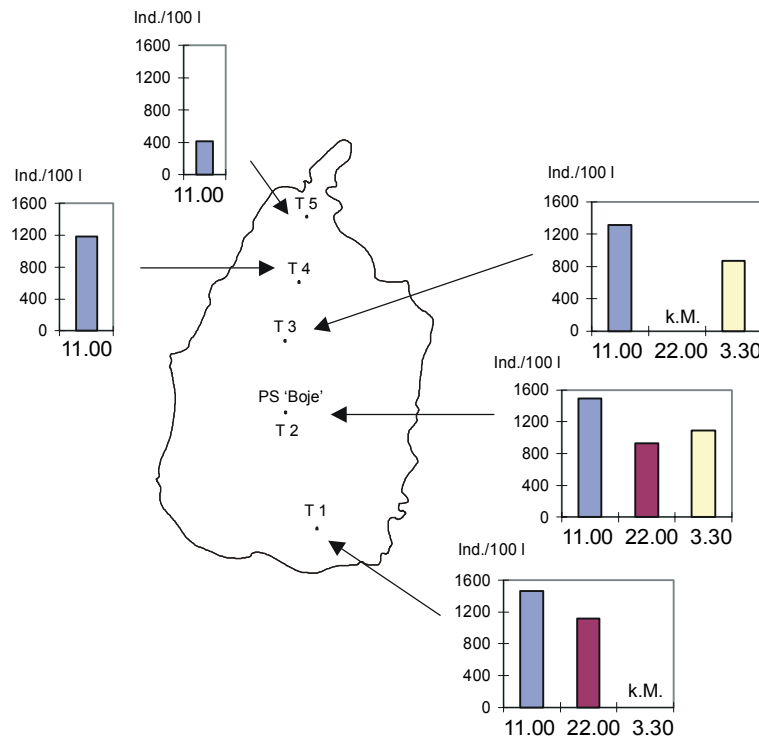


Abb. 63: Räumlich-zeitliche Verteilung von *Kellicottia longispina* während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

4.6.3.2.2 *Filinia terminalis*

Filinia terminalis kam im Verlauf der Untersuchung als neue Art hinzu. Geringe Abundanzen traten erstmals 1995 Ende Juni in der PATALAS-Falle auf (Abb. 65). Im nächsten Frühjahr stiegen die Individuendichten auf 725 Ind./100 l an, und die Art etablierte sich auch im

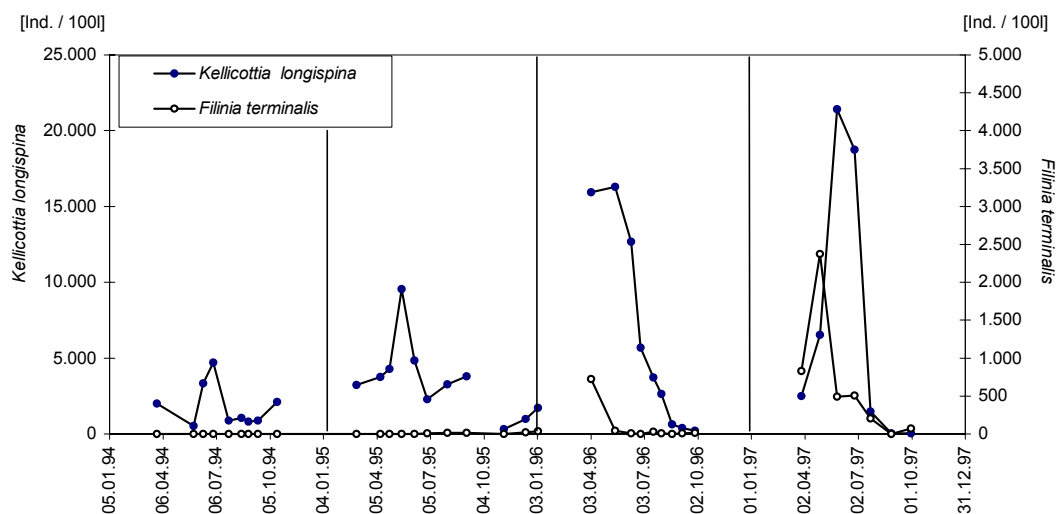


Abb. 64: *Filinia terminalis* und *Kellicottia longispina* an der PS 'Boje' von Januar 1994 bis September 1997. Probenahme mit dem Planktonnetz.

folgenden Jahr mit Dichten bis zu 2376 Ind./100 l Ende April. *Filinia terminalis* erscheint im zeitigen Frühjahr vor dem Maximum von *Kellicottia longispina* (Abb. 64).

Die Abundanz von *F. terminalis* ist höchst signifikant korreliert mit dem Anteil der μ -Algen am Gesamtbiovolumen ($R = 0,744$, $p < 0,001$). Dies ist bedingt durch den vor allem im Frühjahr 1997 gleichzeitigen Anstieg der Abundanz von *F. terminalis* und des Anteiles der μ -Algen am Gesamtbiovolumen.

Das erste Auftreten der Art wurde in den Netzproben erst Anfang Januar 1996 beobachtet. Zu diesem Zeitpunkt war noch keine Temperaturschichtung im See vorhanden und die Dichte von *F. terminalis* zu gering, um eine Tiefenpräferenz anzugeben. Anfang April lag die Dichte bei 100 bis 170 Ind./100 l, war jedoch noch nicht tiefenabhängig verteilt. Erst Mitte Mai nach der Etablierung der Temperaturschichtung wurde eine Präferenz für die Tiefenstufe von 11 bis 20 m beobachtet. Die Wassertemperatur kann aus den Messungen vom 3.4. und 10.6. abgeleitet werden, und dürfte in diesen Tiefen unter 5,5 °C gelegen haben (Abb. 65).

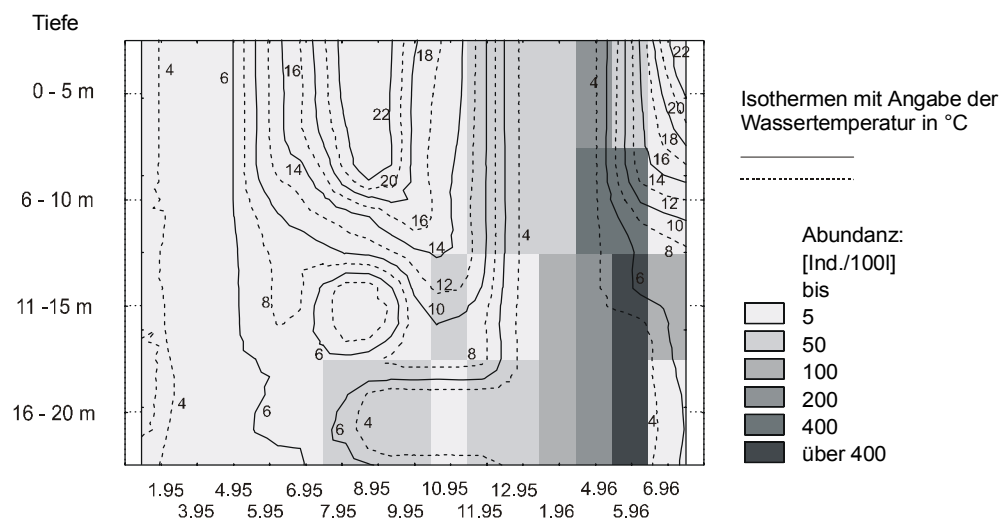


Abb. 65: Tiefenverteilung von *Filinia terminalis* von Januar 1995 bis Juni 1996 an der PS 'Boje'. Probenahme mit der Planktonfalle, Maschenweite 70 μ m. Mischproben aus 0-5 m, 6-10 m, 11-15 m und 16-20 m.

Bei der Transektuntersuchung wies die PS 'Boje' mit 375 Ind./100 l die höchste Abundanz auf (Abb. 66). Die Dichte an den nördlich gelegenen Probestellen 'Nord' und 'Nordbucht' betrug lediglich 1/3 davon bzw. die Art wurde nicht nachgewiesen.

F. terminalis bevorzugte die tieferen Regionen des Sees. Dies wurde 1996 durch die Beprobung mit der Planktonfalle bestätigt (Abb. 65). Die höchsten Abundanzen fanden sich während der Stratifikationsphase unterhalb von 10 m.

Die nächtliche Probenahme um 3.30 Uhr zeigte an der Freiwasser-Probestelle eine Abnahme der Abundanz um 50 % gegenüber der Tageslichtprobenahme um 11.00 Uhr morgens. Im

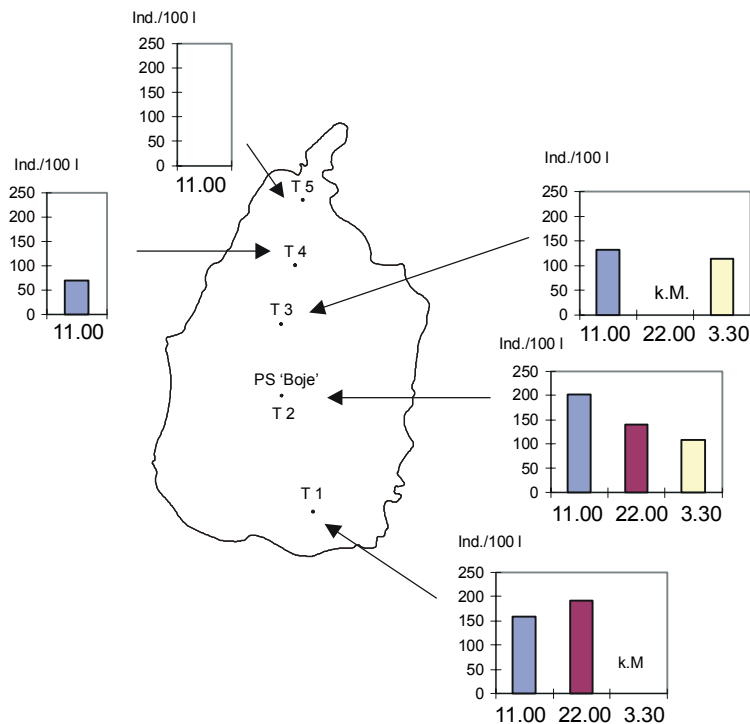


Abb. 66: Räumlich-zeitliche Verteilung von *Filinia terminalis* während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

Verlauf des Abends bis zum frühen Morgen sank die Art vermutlich in größere Tiefen ab. An beiden Freiwasserprobestellen verringerte sich die Abundanz bis 3.30 Uhr, während schon um 22.00 Uhr in Ufernähe (T 1) eine um 30 % höhere Dichte als an der PS ‚Boje‘ vorhanden war. Dies spricht für eine Wanderung oder Verdriftung in die Uferregionen des Sees während der Nachtzeit.

4.6.3.2.3 *Polyarthra dolichoptera*

Polyarthra dolichoptera erreichte 1994 und 1996 Mitte Juni bis Anfang Juli bzw. Mitte Juli bis Anfang August die maximale Dichte, 1995 erst 1-2 Monate später im September (Abb. 67). 1997 war die Art ohne Unterbrechung von Juli bis Ende September in geringen Dichten im See zu finden. *P. dolichoptera* war in den Jahren 1995 und 1996, in denen ein relativ niedriges Phytoplankton-Biovolumen ermittelt wurde, in 2 bis 2 ½-fach höherer Individuendichte vorhanden als in den Jahren 1994 und 1997.

Die Rotatorienart war höchst signifikant mit den Zelldichten und auch mit dem Biovolumen der Dinophyceae *Ceratium hirundinella* korreliert (Tab. 25). Gleichzeitig war auch die Höhe der Biovolumina der kleinen Phytoplanktonfraktionen signifikant bzw. höchst signifikant mit der Abundanz der Rotatorienart korreliert.

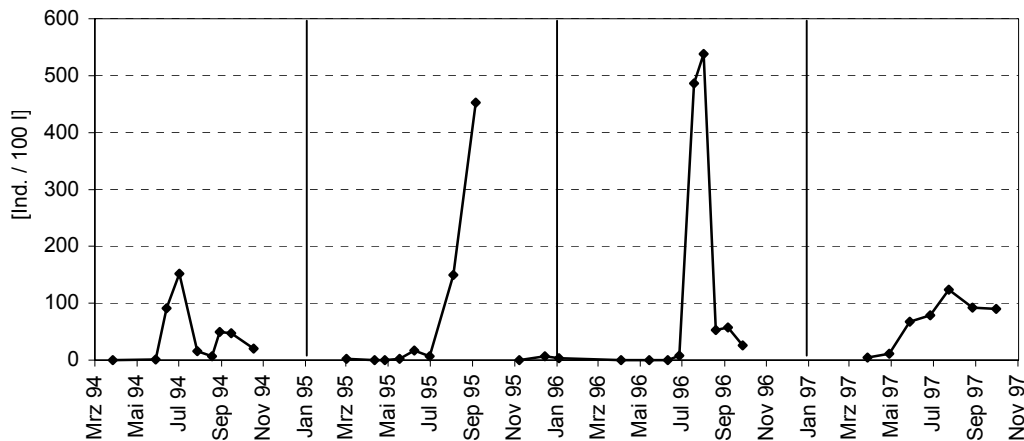


Abb. 67: Abundanz von *Polyarthra dolichoptera* von März 1994 bis September 1997 an der Probestelle ‚Boje‘. Vertikalhol mit Planktonnetz von 0 – 20 m Tiefe.

Tab. 25: SPEARMAN-Rangkorrelation zwischen der Abundanz von *Polyarthra dolichoptera* und den Zellzahlen bzw. dem Biovolumen ausgewählter Phytoplanktonfraktionen.

<i>Polyarthra dolichoptera</i> korreliert mit:	N	R	p-Niveau	Signifikanz
<i>Ceratium hirundinella</i> (Biovolumen)	33	0,598	0,0002	***
<i>Ceratium hirundinella</i> (Zellen)	34	0,514	0,002	**
Phytonanoplankton (Biovolumen)	34	0,441	0,009	**
Dinophyceae (Biovolumen)	34	0,464	0,0058	**
µ-Algen (Biovolumen)	30	0,379	0,038	*

An der Probestelle ‚Boje‘ war die Art im September 1995 überwiegend im Tiefenbereich von 16-20 m zu finden, im Oktober verstärkt auch in geringeren Tiefen und im November, während der Zirkulationsphase, die eine Abkühlung des Oberflächenwassers bedingt, hauptsächlich im Tiefenbereich von 0-10 m (Abb. 68). Damit lag der Aufenthaltsort der Rotatorien überwiegend in Tiefen, in denen Wassertemperaturen unter 10 °C vorhanden waren. Mit der Auflösung der Stagnation tritt auch bei dieser Art eine Homogenisierung der Verteilung ein. Dies könnte zum einen passiv durch die Zirkulation erfolgt sein. Zum anderen könnte diese Verteilung, da die Zirkulation im November 1995 erst bis zu einer Tiefe von 10 m erfolgt war, auch mit einer Temperaturpräferenz zusammenhängen.

Die Transekt-Beprobung ergab eine bis zu vierfach höhere Abundanz an der nördlichen, flacheren Probestelle als an den anderen Freiwasserprobestellen (Abb. 69).

Auch die Beprobung von drei Pelagialstellen 1994 ergab die höchsten Dichten im Juli an der im Norden gelegenen – diesmal jedoch 20 m tiefen – Probestelle (Anhang 15). Eine Verdriftung aus der Flachwasserzone erscheint nicht möglich, da diese zu diesem Zeitpunkt noch

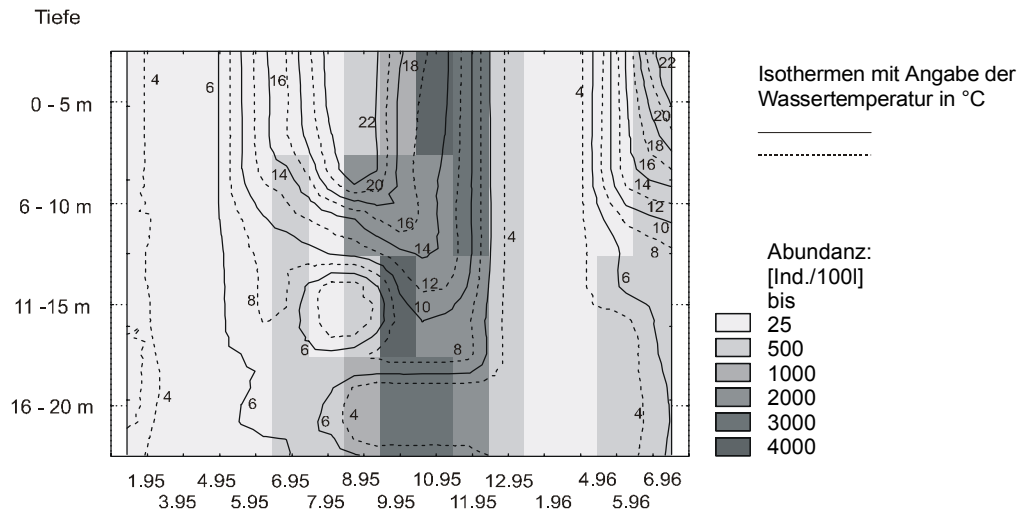


Abb. 68: Tiefenverteilung von *Polyarthra dolichoptera* von Januar 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle „Boje“. Meterweiser Beprobungsmodus mit der Planktonfalle. Zusammenfassung der Proben zu vier Tiefenstufen.

nicht überflutet war. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für diese Verteilung bietet die in diesem Zeitraum vorherrschende Windrichtung aus NNW mit Windstärken von zwei bis drei. Aufgrund der Windeinwirkung kann eine physikalische Partikelsortierung erfolgen (SOMMER 1994), bei der sinkende Partikel am luvseitigen Ende eines Sees – in diesem Fall im nördlichen Bereich des Borkener Sees – angesammelt werden.

P. dolichoptera war bei der Beprobung mit der Planktonfalle im Oktober und November 1995 an der PS „Boje“ in der gesamten Wassersäule von 0-20 m zu finden. An der PS „Nordbucht“ war jedoch gegenüber der PS „Boje“ eine bis zu 5-fach höhere Abundanz mit bis zu 11.500 Ind./100 l festzustellen (Anhang 16).

P. dolichoptera ist ein Rädertier, das sich während der Monate Juli und August in geringen Dichten in größeren Tiefen aufhält (s. o.), die höchsten Abundanzen wurden jedoch in den Monaten September und Oktober 1995 im ufernahen Bereich erreicht.

Der Vergleich Tag-Nacht ergab an der PS „Boje“ eine dreifach höhere Abundanz um 22.00 Uhr gegenüber der Messung am späten Vormittag (11.00 Uhr). Dies bedeutet eine Anreicherung dieses Rädertiers in den späten Abendstunden in den Wasserschichten von 0-20 m. Dennoch werden nicht die Dichten erreicht, die tagsüber an der nördlichen Probestelle zu finden waren. Auch an der südlichen ufernahen Probestelle (PS 1) wurden um 22.00 Uhr keine von den anderen Freiwasserprobestellen abweichenden Abundanzen ermittelt. Die nördliche Probestelle bleibt die Ausnahme mit Dichten bis 540 Ind./100 l. Auch im Zeitraum vor und am 23./24.7.1997 war die vorherrschende Windrichtung Nord-Nordwest, so daß diese Windverhältnisse zu einer inhomogenen Verteilung beigetragen haben könnten und wieder eine Konzentration der Individuen im Nordbecken des Sees stattfand.

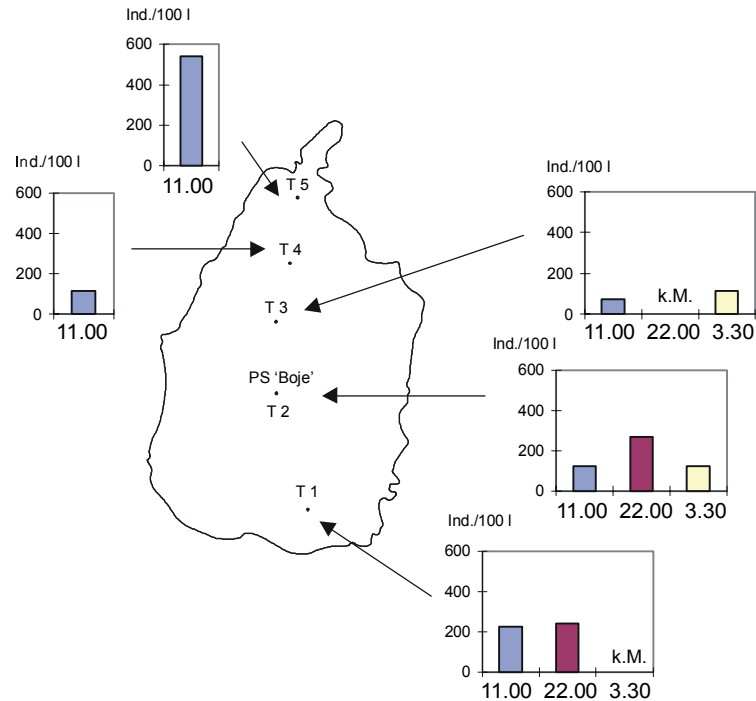


Abb. 69: Räumlich-zeitliche Verteilung von *Polyarthra dolichoptera* während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

4.6.3.2.4 *Keratella cochlearis*

Keratella cochlearis ist ein Rädertier, das im Borkener See in den ersten beiden Untersuchungsjahren lediglich in geringen Dichten auftrat (Abb. 70). Die Art war nur vereinzelt in den Proben enthalten. 1996 erreichte *K. cochlearis* im August eine maximale Dichte von 189 Ind./100 l, 1997 wurde das Maximum mit einer deutlich höheren Abundanz von 1619 Ind./100 l schon Ende Mai verzeichnet.

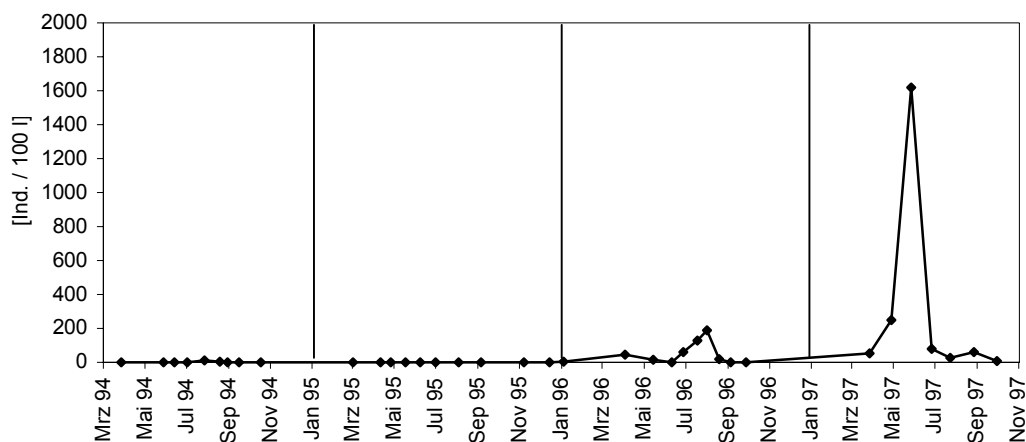


Abb. 70: Abundanz von *Keratella cochlearis* von März 1994 bis September 1997. Vertikalhol mit Planktonnetz aus 0 – 20 m Tiefe.

Es existiert eine höchst signifikante positive Korrelation ($R = 0,772$, $p < 0,001$) zwischen dem Anteil der μ -Algen-Fraktion und der Abundanz von *K. cochlearis*.

Während der Zeit der stabilen Schichtungsphase zeigte die Art eine Präferenz für die Tiefenstufe von 0 bis 10 m (Abb. 71). *K. cochlearis* konnte mit der Planktonfalle in höheren Dichten ermittelt werden als mit dem Planktonnetz. Daher ergab die Probenahme mit der Falle 1995 auch ein Maximum Anfang Juni mit Dichten bis zu 200 Ind./100 l. 1996 lag die maximale Abundanz mit dieser Methode 8-fach höher als mit dem Planktonnetz und verteilte sich auf die Monate April, Mai (Maximum) und Mitte Juni.

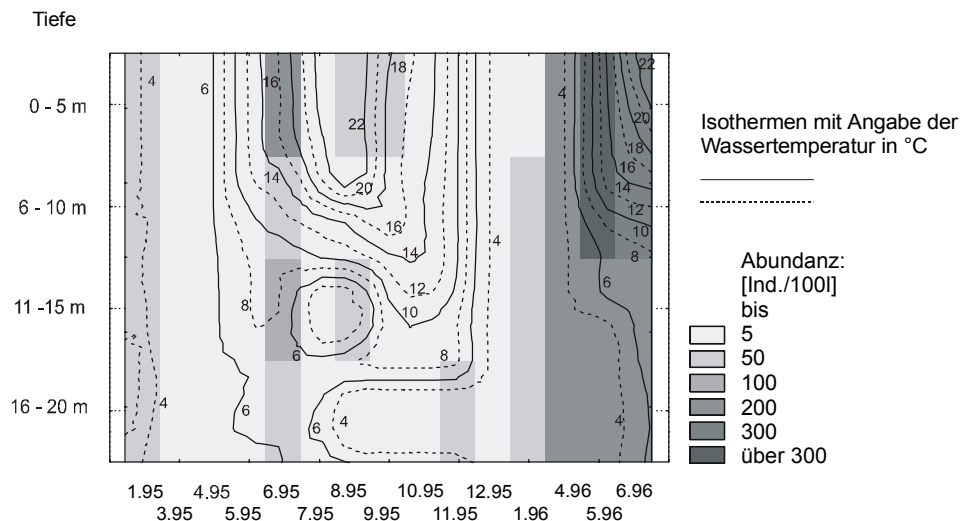


Abb. 71: Tiefenverteilung von *Keratella cochlearis* von Juni 1995 bis Juni 1996 an der PS 'Boje'. Probenahme mit der Planktonfalle und Zusammenfassung der Proben zu vier Tiefenstufen.

Während der Beprobung im Längsverlauf des Sees im Juli 1997 war *K. cochlearis* fast im gesamten Seekörper zu finden (Abb. 72). Im Nordbereich des Sees waren die Abundanzen tagsüber circa doppelt so hoch wie an der PS 'Boje'. Auf mögliche Ursachen dieser Verteilungsunterschiede wurde bei *Polyarthra dolichoptera* in Kap. 4.6.3.2.3 hingewiesen.

Der Vergleich der Proben am Tag (11 Uhr) und am Abend (22 Uhr) an der PS 'Boje' zeigte spätabends mit 93 Ind./100 l eine vierfach höhere Abundanz als am späten Vormittag. Dies traf jedoch nicht auf die zweite um 22 Uhr beprobte Stelle zu. Während der nächtlichen Probenahme um 3.30 Uhr lag die Dichte an der Probestelle 'Boje' wieder relativ niedrig.

Die hohe Abundanz bei der abendlichen Probenahme an der PS 'Boje' kann aufgrund der methodischen Fehlerabschätzung nicht auf einen Zählfehler zurückgeführt werden. (Kap. 3.5.2). Entweder handelt es sich um eine vertikale Wanderung der Rotatorien oder die Verteilung der Art war zu diesem Zeitpunkt sehr inhomogen.

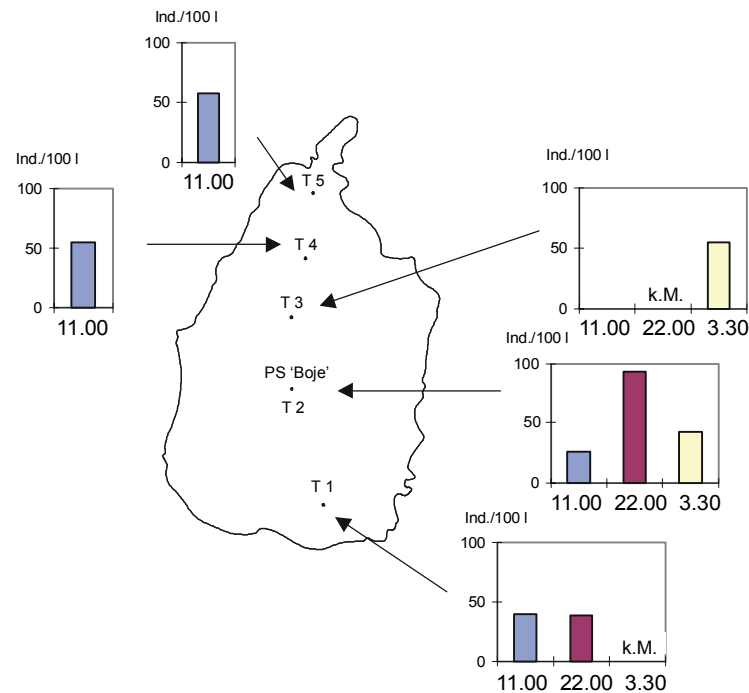


Abb. 72: Räumlich-zeitliche Verteilung von *Keratella cochlearis* während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

4.6.3.2.5 *Ascomorpha ovalis*

Ascomorpha ovalis zählte zu den Rädertieren, die in den Sommermonaten Juli, August, und September im Wasserkörper auftraten. In den Jahren 1996 und 1997 waren die Maxima 20- bzw. 7-fach höher als in den Vorjahren (Abb. 73).

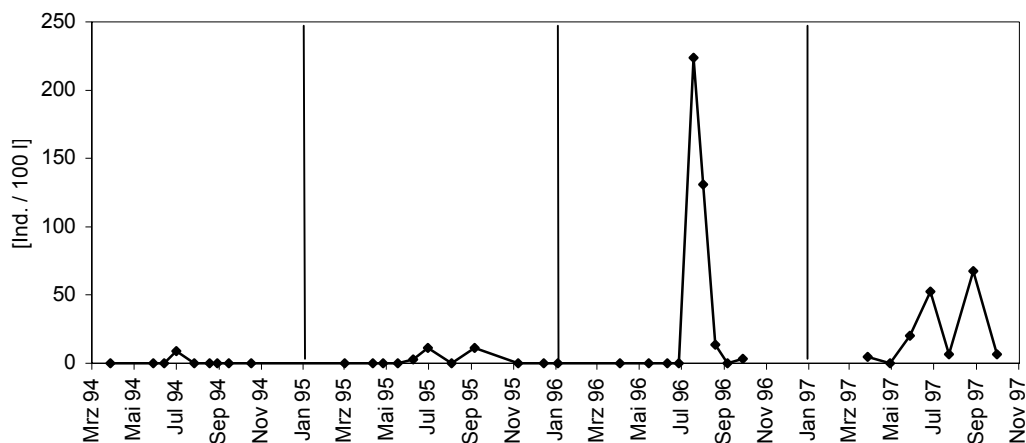


Abb. 73: Abundanz von *Ascomorpha ovalis* von März 1994 bis September 1997 an der PS 'Boje'. Vertikalhol mit Planktonnetz von 0 – 20 m.

Das Auftreten und die Abundanz von *A. ovalis* ist hoch signifikant positiv korreliert mit den Zelldichten von *Ceratium hirundinella* ($R = 0,67$, $p < 0,001$) und gleichzeitig mit dem Biovolumen der μ -Algen ($R = 0,53$, $p < 0,01$).

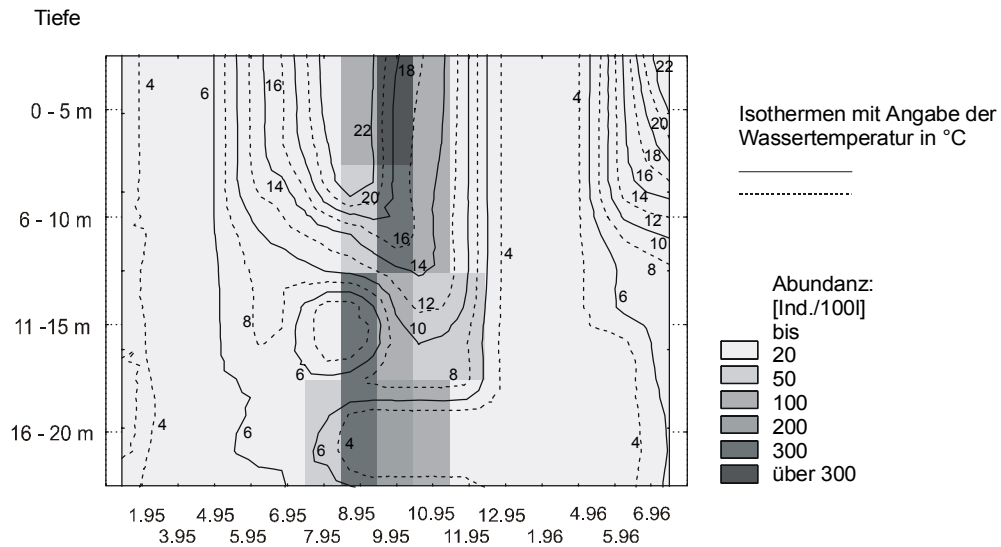


Abb. 74: Räumlich-zeitliche Tiefenverteilung von *Ascomorpha ovalis* von Juni 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle ‚Boje‘. Meterweise Beprobung mit Planktonfalle von 0 – 20 m Tiefe. Zusammenfassung der Proben zu vier Tiefenstufen.

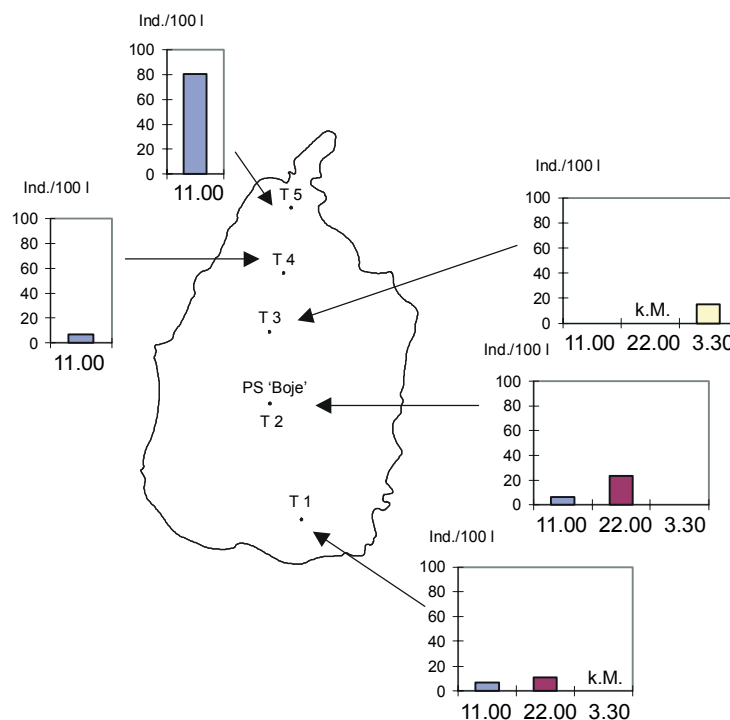


Abb. 75: Räumlich-zeitliche Verteilung von *Ascomorpha ovalis* während der Transekt-Untersuchung am 23./24.7.1997 (Messungen um 11.00 h, 22.00 h und 3.30 h; k.M. = keine Messung). Vertikalhol mit Planktonnetz (0 - 20 m), Angaben in Individuen pro 100 Liter.

Während der Stagnationsphase Ende Juni und Anfang August befand sich das Abundanzmaximum 1995 in Tiefen unterhalb von 10 m. Im September, als das Epilimnion bis auf 17,7 °C abgekühlt war, bestand eine deutliche Präferenz für die oberen 10 m des Pelagials (Abb. 74). Die nördliche Probestelle (0-10 m) besaß zu allen Vergleichszeitpunkten höhere Dichten. Das Maximum reichte bis 1062 Ind./100 l (Anhang 16). *Ascomorpha ovalis* ist spezialisiert in der Nahrungswahl auf die Dinophyceae *Ceratium hirundinella* (RUTTNER-KOLISKO 1972). *C. hirundinella* war besonders an der flacheren PS ‚Nordbucht‘ von 0 m bis 10 m in sehr viel höheren Dichten als an der PS ‚Boje‘ anzutreffen (Anhang 16). Die beiden Arten treten daher sowohl zeitlich als auch räumlich gemeinsam in Erscheinung.

Da *A. ovalis* in der Regel eine Präferenz für die Tiefenstufe bis 10 m besaß, war, wie zu erwarten, beim Vergleich der fünf Probestellen die Abundanz an der PS ‚Nordbucht‘ am höchsten (Abb. 75). Die Transektuntersuchung ergab eine eindeutige Präferenz für die nördliche, flachere Probestelle. Damit kann *Ascomorpha ovalis* als eine Litoralform bezeichnet werden.

4.6.3.2.6 *Keratella quadrata*

Keratella quadrata erreichte im Borkener See nur in kurzen Perioden höhere Individuendichten. Im Juni 1995 betrug die Abundanz im Tiefenbereich von 0 - 5 m 250 Ind./100 l, im Mai 1996 sogar 312 Ind./100 l. Die relativ hohen Abundanzen waren auf eine kurze Periode begrenzt und bildeten sich bevorzugt oberflächennah (bis ca. 10 m) bei Temperaturen über 8°C aus (Abb. 76). Ende Mai 1996 dürfte sich die Temperatur ebenfalls in diesem Bereich bewegt haben. Am 10. Juni 1996 betrug die Wassertemperatur im Tiefenbereich von 0 - 5 m schon 21,5 bis 17,0 °C.

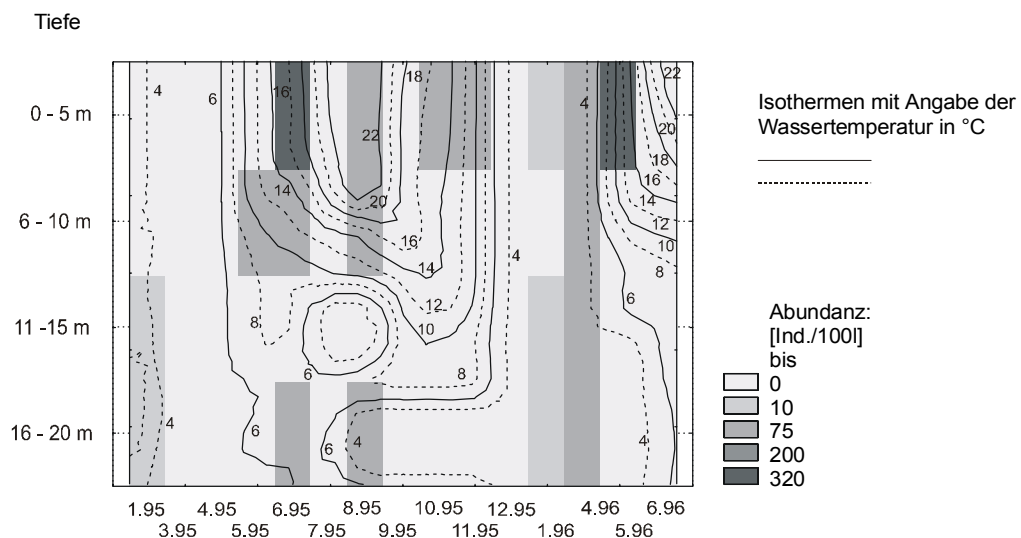


Abb. 76: Räumlich-zeitliche Tiefenverteilung von *Keratella quadrata* von Juni 1995 bis Juni 1996 an der Probestelle ‚Boje‘. Meterweise Beprobung mit Planktonfalle von 0 – 20 m Tiefe. Zusammenfassung der Proben zu vier Tiefenstufen.

4.6.3.3 *Daphnia* spp.

Daphnia galeata, *Daphnia cucullata*, *Daphnia galeata* x *cucullata*

Daphnien waren im Borkener See mit zwei Spezies *Daphnia galeata*, *D. cucullata* und deren Hybrid-Form *D. galeata* x *cucullata* vertreten. Die Maxima aller gezählten Daphnien fanden sich in den Frühjahrs- und Sommermonaten von Mitte Mai bis Anfang September (Abb. 77). 1994 war die Dichte mit maximal 32 Ind./100 l besonders gering, von 1995 bis 1997 lag sie bei 330 bis 450 Ind./100 l. 1995 war ein Ausnahmejahr, da die Daphnien ohne Unterbrechung fast 5 Monate (Mitte Mai bis Mitte Oktober) in relativ hohen Dichten im See vertreten waren. In den Jahren 1996 und 1997 beschränkte sich die Phase hoher Abundanz auf 1 bis 1 ½ Monate (Mitte Mai bis Ende Juni). Dagegen tauchten Daphnien 1996 noch ein zweitesmal Ende September in höheren Dichten auf. Ein zweites Maximum ist auch 1994 Ende August zu erkennen. Auch bei dem Peak im Oktober 1993 wird es sich um das Herbstmaximum des Jahres handeln.

Eine Verteilung der verschiedenen Taxa auf spezifische Zeiträume ist nicht erkennbar.

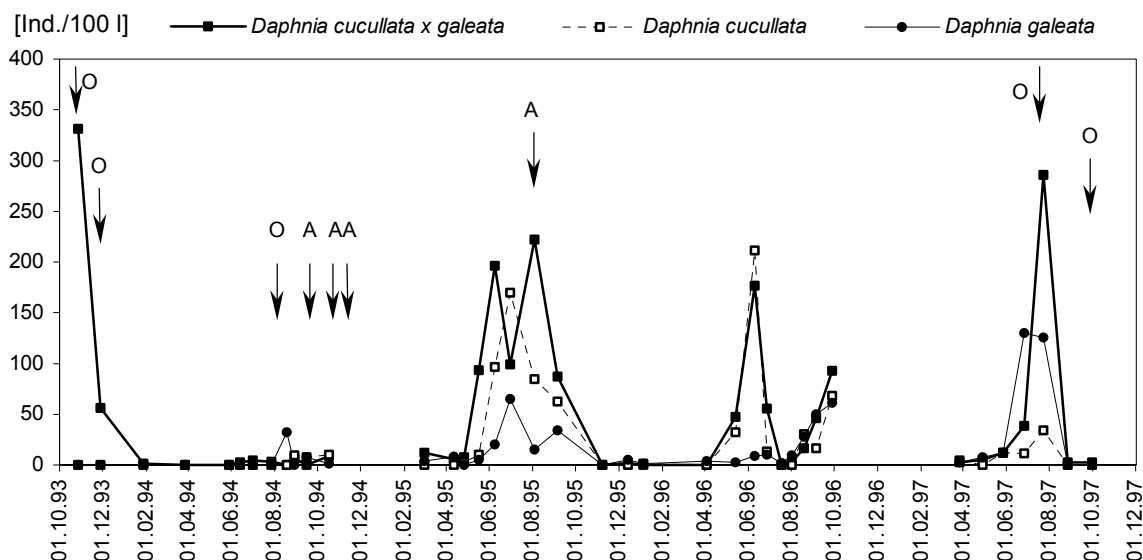


Abb. 77: Abundanz von *D. galeata*, *D. cucullata* und *D. galeata* x *cucullata* von Oktober 1993 bis September 1997 an der PS „Boje“. Vertikalhol mit Planktonnetz von 0 – 20 m. (O = *Oscillatoria* spp., A = *Anabaena* spp. vorhanden).

D. galeata und die Hybrid-Form sind hoch signifikant mit dem Phytoplanktonbiovolumen der Cryptophyceen korreliert ($R = 0,45$ bis $0,51$, $p < 0,01$), während *D. cucullata* lediglich eine signifikante Korrelation zeigt ($R = 0,408$, $p < 0,05$) (Anhang 17).

D. galeata ist außerdem hoch signifikant negativ mit den Biovolumen der Cyanophyceen ($R = -0,439$, $p < 0,01$) und signifikant mit dem Biovolumen der Chlorophyceen ($R = 0,3589$, $p < 0,05$) korreliert. Für *D. galeata* x *cucullata* gilt dies nicht. Die Hybrid-Form wird durch die Anwesenheit von fädigen Blaualgen am wenigsten beeinflusst.

Beim Vergleich der Phytoplanktonzellzahlen ergibt sich, daß alle *Daphnien*-Taxa positiv signifikant korrelieren mit den Zelldichten von *Cryptomonas* sp. und *Rhodomonas* sp.

($R = 0,366$ bis $0,479$, $p < 0,05$), lediglich *D. galeata* ist zusätzlich negativ korreliert mit der Zelldichte von *Fragilaria sp.* ($R = -0,350$, $p < 0,05$).

Die Tiefenverteilung der Daphnien zeigte 1995 während der Stagnationsphase eine Präferenz für den Tiefenbereich von 6 bis 15 m, 1996 lag der Bereich des Maximums im Juni bei 6 bis 10 m (Abb. 78). Der Vergleich der Wassertemperaturen belegt für 1995 ab einer Tiefe von 4 m eine um $1,0$ bis $1,5$ °C höhere Temperatur pro Tiefenstufe gegenüber 1996 (Anhang 7). Die wärmeren epilimnischen Bereiche wurden gemieden. Die Wassertemperaturen in den Tiefenbereichen der Daphnien-Maxima lagen – mit Ausnahme der 6 m Stufe – unter $16,0$ °C. Diese Wasserschichten zeichneten sich gleichzeitig durch Sauerstoff-Konzentrationen von über $10,0$ mg/l aus.

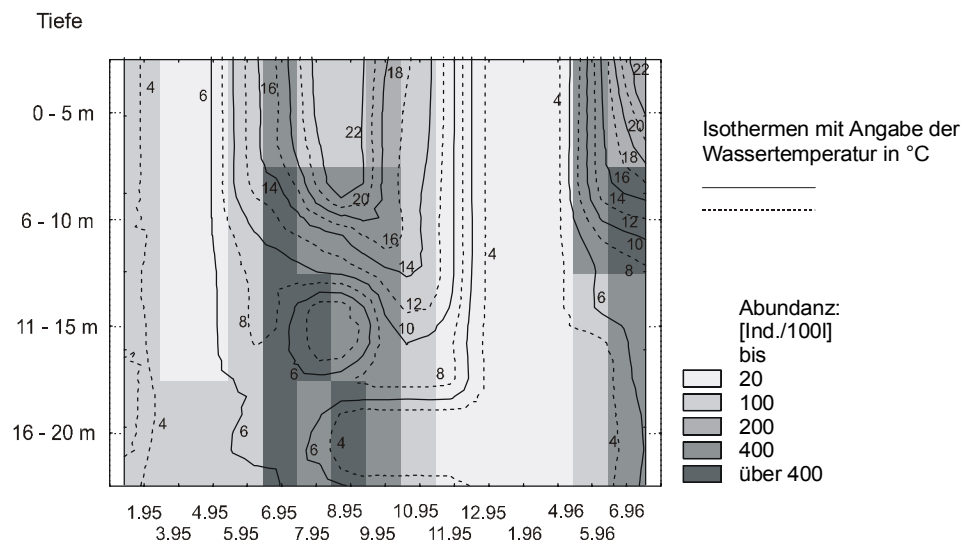


Abb. 78: Tiefenverteilung von *Daphnia* spp. an der PS 'Boje' von Januar 1995 bis Juni 1996. Meterweise Beprobung mit Planktonfalle von 0 – 20 m Tiefe. Zusammenfassung der Proben zu vier Tiefenstufen.

D. galeata besitzt sowohl 1995 als auch 1996 die geringste Abundanz und trat bei der Tiefenbeprobung im Mai 1996 nicht mehr unterhalb von 20 m auf (Abb. 79), 81,0 % der Tiere befanden sich in einer Tiefe von 0-10 m. *Daphnia cucullata* wurde ebenfalls zu 81,0 % in der Tiefenstufe von 0-10 m gefunden, war jedoch zusätzlich noch in 30 m Tiefe vorhanden. *Daphnia galeata* x *cucullata* zeigte die größte Variation bezüglich der Tiefenverteilung. Lediglich 61,0 % der Individuen befanden sich in 0-10 m Tiefe, 14 % in 11-20 m und noch 24 % in den Tiefen 25 und 30 m.

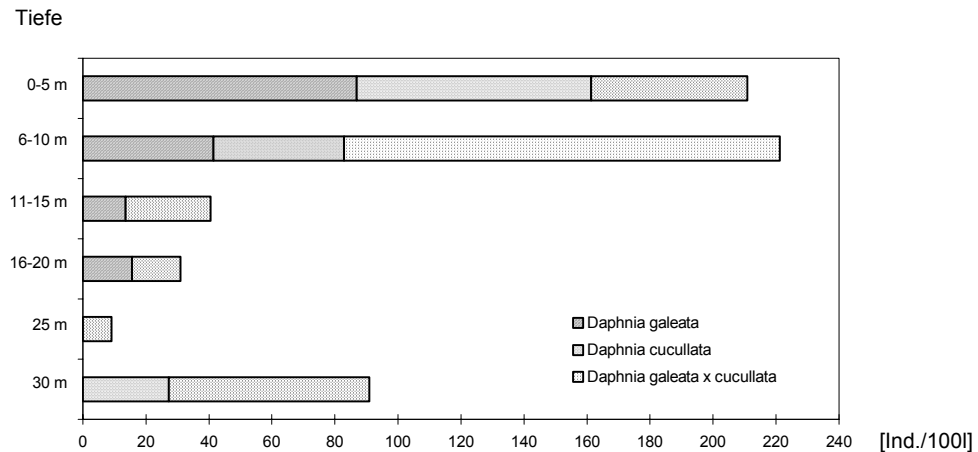


Abb. 79: Abundanz der verschiedenen Daphnien-Taxa während der Tiefenbeprobung an der PS ‚Boje‘ am 14.5.1996. Probenahme mit der Planktonfalle.

Ob in größeren Tiefen (20 bis 45 m) noch hohe Dichten an Daphnien vorhanden waren, wurde erneut am 19.8.1996 und 27.9.1996 mit Hilfe von Netzzügen kontrolliert. Die Untersuchung ergab, daß in Tiefen über 20 m lediglich 13 % bzw. 16 % der Abundanz der Tiefenstufen von 0-20 m vorhanden war (Anhang 18).

Ein Vergleich der fünf Probestellen im Längsverlauf (Abb. 80) ergibt für *D. galeata* die höchsten Abundanzen an der PS ‚Nordbucht‘ (0-10 m). *D. cucullata* ist an den in Seemitte gelegenen PS 2 und 3 am höchsten vertreten, jedoch mit sehr geringen Dichten. *D. galeata x cucullata* weist keine Regelmäßigkeit in der Dichteverteilung bezüglich der Probestellen auf. Die Schwankungsbreite der Hybrid-Form ist am größten.

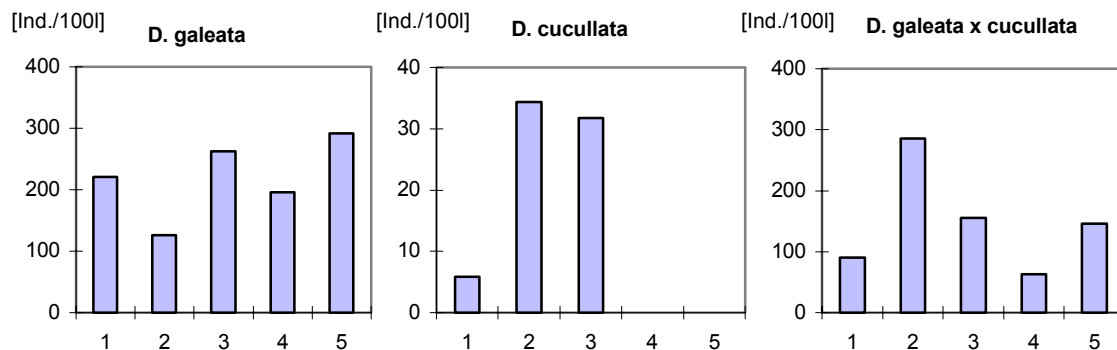


Abb. 80: Abundanz von *Daphnia* spp. im Transekt in Nord-Süd-Richtung. 1 = PS ‚Süd‘, 2 = PS ‚Boje‘, 3 = PS ‚nördl. Boje‘, 4 = PS ‚südl. Nordbucht‘, 5 = PS ‚Nordbucht‘. PS ‚Nordbucht‘: Beprobung von 0-10 m, alle anderen 0-20 m.

Die nächtliche Probenahme ergab für die Daphnien an der PS ‚Boje‘ eine deutliche Auftrennung der zwei Arten und der Hybrid-Form (Abb. 81). Die Abundanz von *D. cucullata*, die in niedrigen Dichten vorhanden war, nahm bis 3.30 Uhr weiterhin ab, während *D. galeata* eine Zunahme der Abundanz zeigte. Die Hybrid-Form nahm bis 22.00 Uhr ab und um 3.30 Uhr bis fast auf den Wert vom Vormittag wieder zu.

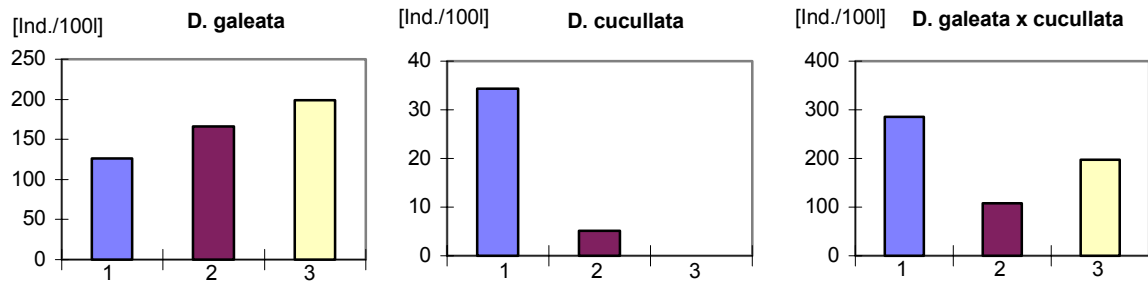


Abb. 81: Abundanz von *Daphnia galeata*, *Daphnia cucullata* und *D. galeata* x *D. cucullata* an der PS 'Boje' am 23./24.7.1997 um 11 Uhr (1), 22 Uhr (2) und 3.30 Uhr (3).

4.6.3.4 Weitere 'Cladocera'

Bosmina longirostris wurde in den Anfangsjahren der Untersuchung im Oktober 1993 und August 1994 und 1997 nachgewiesen. Die größten Dichten fanden sich am 29.8.1994 an den Probestellen 'Süd' und 'Nord' (Anhang 15), die näher zum Ufer lagen als die PS 'Boje'. Nachdem die Art 1995 und 1996 nicht mehr nachgewiesen wurde, waren Ende August und Ende September 1997 wieder geringe Abundanzen im Pelagial zu finden.

Chydorus sphaericus und *Alona quadrangularis* sind weitere Planktoncladoceren, die vereinzelt vor allem 1993 und 1994 auftraten. 1995 wurde im November ein vereinzelt Exemplar von *Disparalona rostrata* in der oberflächennahen Schicht von 0-5 m im Plankton beobachtet. Von *Ceriodaphnia quadrangula* wurde Ende September 1996 und Ende August 1997 eine geringe Dichte festgestellt, Ende September 1997 stieg die Abundanz auf 137 Ind./100 l an. *Macrothrix laticornis* besiedelte überwiegend die Uferregion.

4.6.4 Kohlenstoffgehalt der Primär- und Sekundärkonsumenten

Das Trockengewicht bzw. der Kohlenstoffgehalt der Zooplanktern wurde nach den in Anhang 2 angegebenen Quellen berechnet und die Taxa zu den Gruppen der Cladocera, Rotatoria und Copepoda zusammengefaßt (Abb. 82). Für einzelne Taxa wurde zur Ermittlung des Trockengewichtes eine Längenbestimmung durchgeführt. Diese Umrechnungsfaktoren sind ebenfalls aus Anhang 2 zu entnehmen. Die Zuordnung der Ernährungstypen wurde nach EINSLE (1993), FLÖBNER (1972) und POURRIOT (1977) vorgenommen. Alle Copepoditstadien von *Cyclops abyssorum* wurden dem carnivoren Spektrum zugeordnet, da die einzelnen Stadien nicht getrennt ausgezählt wurden.

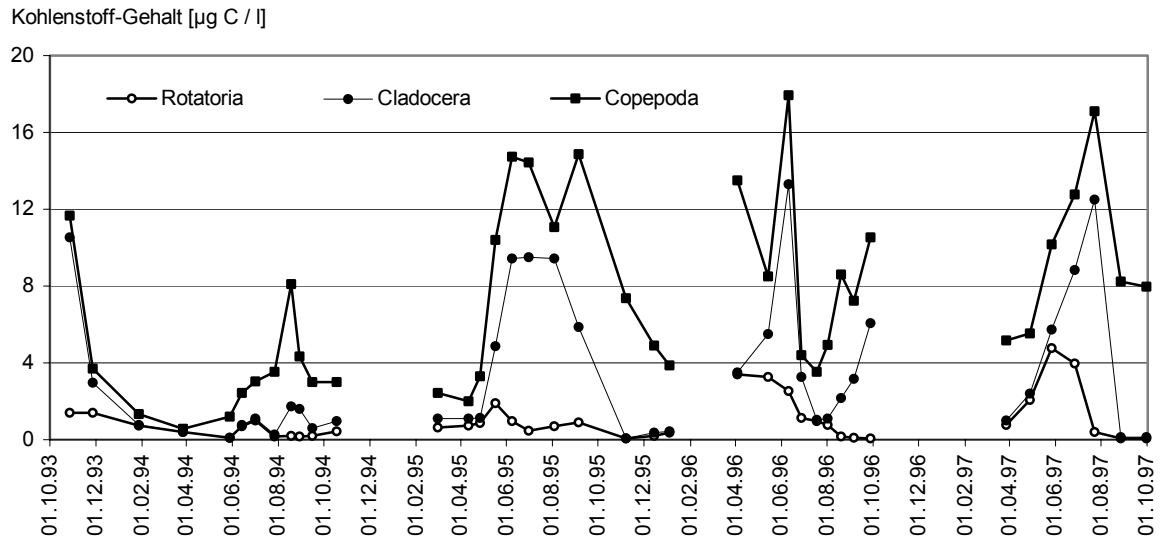


Abb. 82: Kohlenstoff-Gehalt in [$\mu\text{g/l}$] der planktischen Konsumenten (Rotatoria, ‚Cladocera‘ und Copepoda) als Stapeldiagramm in den Jahren 1994 bis 1997.

Der Kohlenstoffgehalt der Konsumenten variierte in den einzelnen Jahren recht stark, wobei sich 1994 durch einen besonders geringen Kohlenstoffgehalt der Zooplankter auszeichnete. Die Biomasse der Herbivoren war in diesem Jahr gegenüber den Folgejahren deutlich reduziert, während die Biomasse der carniven Copepoden in den vier Jahren wenig variierte (Abb. 83).

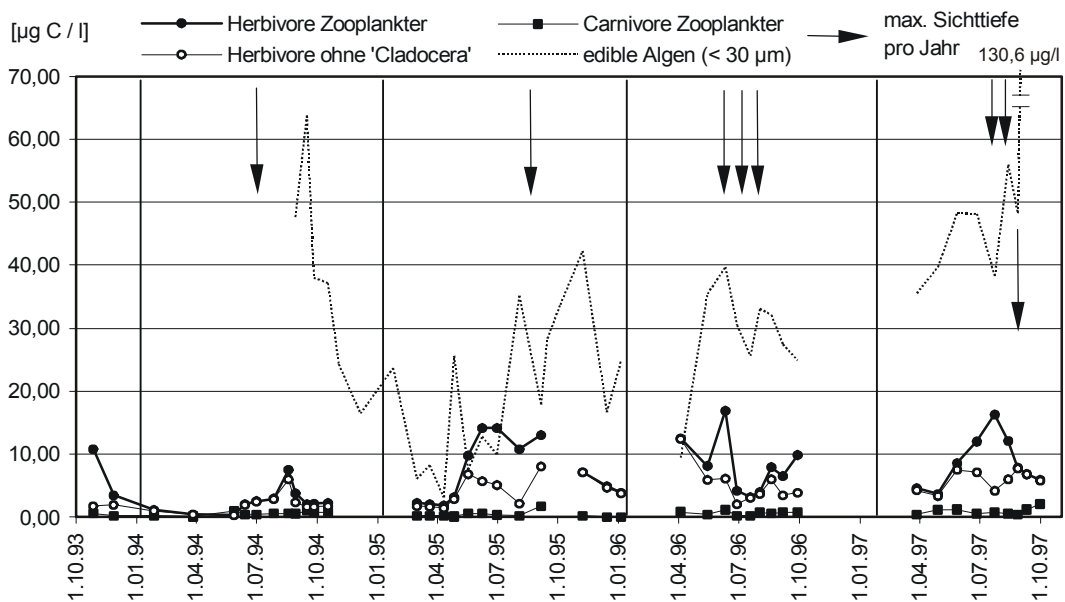


Abb. 83: Kohlenstoff-Gehalt in [$\mu\text{g/l}$] der herbivoren und carniven Konsumenten und des Phytoplanktons (< 30 μm) in den Jahren 1994 bis 1997 (Stapeldiagramm). Herbivore: Adulte und Copepodite der Calanoida, Nauplien der Calanoida und Cyclopoida, ‚Cladocera‘, *Kellicottia longispina*, Carnivore: Adulte und alle Copepoditstadien der Cyclopoida. Pfeile kennzeichnen die maximalen Sichttiefen der einzelnen Jahre.

Zum Zeitpunkt der maximalen Sichttiefen war ein Rückgang der herbivoren Zooplanktonfraktion ohne ‚Cladoceren‘ (Entwicklungsstadien von *Eudiaptomus gracilis*, Nauplien von *Cyclops abyssorum*, *Kellicottia longispina*) zu verzeichnen. Die Reduktion, die zeitgleich mit der größten Sichttiefe auftrat, war nicht nur bedingt durch den Abundanzrückgang des Rädertiers *Kellicottia longispina* sondern auch durch die Generationsentwicklung von *Eudiaptomus gracilis* mit Abundanzminima sämtlicher Entwicklungsstadien im Juni/Juli (Abb. 53). Der Biomasseanstieg des Phytoplanktons im Herbst der Jahre 1994 und 1997 wurde nicht durch einen Biomasseanstieg der herbivoren Zooplanktonfraktion beantwortet.

4.6.5 Zooplankton und Meiofauna der Flachwasserzone

Das Zooplankton und die Meiofauna der Flachwasserzone war – wie zu erwarten – artenreicher als an den Freiwasserprobestellen ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘. Die Abundanzen und Abundanzklassen wurden in Anhang 20 und 21 aufgeführt, die jeweilige saprobielle Einstufung nach MAUCH (1976) und für die Rotatorien zusätzlich nach SLADECEK (1983) ist in Anhang 22 zu finden.

Es wurden in 1997 in der nördlichen Flachwasserzone 13 ‚Cladoceren‘-Arten bestimmt, von denen bislang nur *Daphnia galeata* und *Ceriodaphnia quadrangula* im Pelagial und *Macrothrix laticornis* im Meiobenthos der Uferzone an der Anlegestelle anzutreffen waren. Weiterhin wurden in der Flachwasserzone 12 Copepoden-Arten bestimmt, von denen aus den Vorjahren nur *Eudiaptomus gracilis* für das Pelagial und *Macrocyclops albidus* für das Litoral des Hauptbeckens des Borkener Sees bekannt waren.

Als rein pelagische Rotatorien-Arten sind *Ascomorpha ovalis*, *Kellicottia longispina*, *Filinia terminalis* einzustufen, die nur an den ‚PS‘, ‚Nordbucht‘ und ‚Boje‘ nachgewiesen wurden, nicht aber in der Flachwasserzone. Insgesamt wurden 15 Arten (ohne die Gruppe der Bdelloidea) in der Flachwasserzone beobachtet, von denen lediglich *Polyarthra dolichoptera* und *Keratella cochlearis* ebenfalls im Freiwasser vorhanden waren.

4.7. ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DES DATENMATERIALS

Die Korrespondenzanalyse wurde mit dem Ziel durchgeführt, das umfangreiche vorliegende Datenmaterial mit den Einflußfaktoren und deren Stärke darstellen zu können. Ziel der canonischen Ordinationstechnik ist es, gleichzeitig die Beziehung zwischen Arten und Umweltvariablen zu untersuchen, wie dies z. B. für die Veränderung des pH-Wertes und der Diatomeenstruktur (STEVENSON et al 1989) oder die Verteilung von Phytoplanktonarten in nährstoffarmen Seen (WILLÉN et al. 1990) gezeigt wurde. Bevor die Analyse mit Canoco durchgeführt wurde, wurden mit dem Verfahrens der Hauptkomponentenanalyse die Covariablen, die voneinander abhängigen Variablen, ermittelt.

Das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse mit SPSS zeigte bei Eingabe der abiotischen Faktoren (Sichttiefe, o-Phosphat, G-Phosphat, Nitrat, Silikat, Wassertemperatur, Sonnenscheindauer 3 Tage summiert), daß drei Komponenten extrahiert wurden und 75,2 % der Gesamtvarianz von diesen Komponenten erklärt werden (Anhang 30).

Die Ergebnisse der Korrespondenzanalysen werden im Folgenden dargestellt, wobei zuerst die Indirekte Gradientenanalyse (PCA) der abiotischen Daten beschrieben wird (Abb. 84) und anschließend die der Direkten Gradientenanalyse (RDA) mit deren Hilfe die Phytoplanktondaten mit den erklärenden wasserchemischen Variablen zusammen dargestellt wurden (Abb. 85).

Für die Analyse und Darstellung wurden sämtliche Daten standardisiert und zentriert. Eine logarithmische Transformation wurde nach der Formel $a = \log x + b$ ($a = 100$, $b = 10.000$) eingestellt. Zur Skalierung wurde die Korrelation zwischen den Arten und nicht die Distanz zwischen den Probestellen gewählt.

Die Analyse der abiotischen Parameter (G-Phosphat, o-Phosphat, Silikat, Nitrat, Sichttiefe, Wassertemperatur) zeigte eine Aufgliederung der Proben (Abb. 84). Dabei waren die Wassertemperatur, die G-Phosphat und o-Phosphat-Konzentrationen die überwiegend bestimmenden Parameter für die Verteilung. Durch die Silikat-Konzentration werden die Winter- und Frühjahrsproben im rechten oberen Quadranten charakterisiert. Die Wassertemperatur und die Sichttiefe tragen maßgeblich zur Clusterung der Proben in den beiden linken Quadranten bei. Diese Proben stammen bis auf drei Ausnahmen aus den Monaten Juni bis September.

Die Silikat-Konzentration und die G-Phosphat-Konzentration bewirken eine ähnliche Anordnung der Proben. Für eine Zu- bzw. Abnahme der G-Phosphat-Konzentration im Verlauf der vier Untersuchungsjahre konnten keine Belege gefunden werden. Lediglich die o-Phosphat-Konzentrationen liegen bei der überwiegenden Zahl der Proben von 1994 höher als die der anderen Jahre.

Die Ordination der Phytoplanktonproben wurde mit Hilfe der Redundanzanalyse (RDA) generiert (Abb. 85). Diese Analyse geht von der Annahme einer linearen Reaktion der Arten auf sich verändernde Umweltbedingungen aus. Die Phytoplanktonarten wurden als Art-

variablen eingeführt, o-Phosphat, G-Phosphat, Nitrat, Silikat und Wassertemperatur als Umweltvariablen.

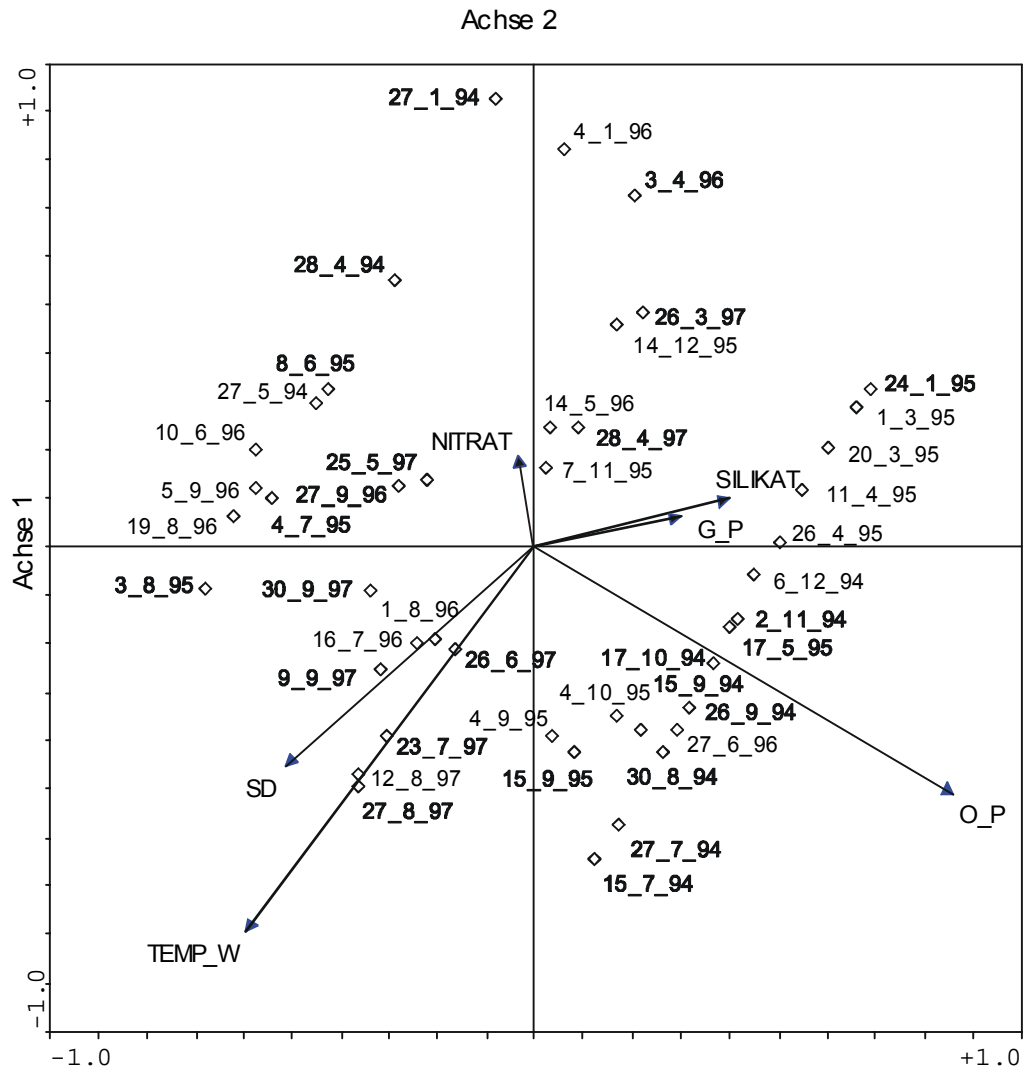


Abb. 84: Probestellencharakterisierung durch die abiotischen Parameter (Wassertemperatur, Nitrat-N, Silikat-Si, Gesamt- und o-Phosphat und Sichttiefe) mit Hilfe der Partiellen Komponentenanalyse. Darstellung der Achsen 1 und 2. Die Verteilung der Probestellen bezüglich der 3. Achse wurde durch die Hervorhebung markiert: fettgedruckte Probetermine treten aus der Blattebene hervor. Die Richtungspfeile Wassertemperatur, Silikat und G-Phosphat treten ebenfalls aus der Blattebene hervor.

Die Scatterung der Arten erfolgte aufgrund der Biovolumina der Arten. Die abiotischen Parameter sind als erklärende Variablen durch Pfeile gekennzeichnet. Da erklärende Variablen auch Einfluß nehmen auf die Verteilung der Proben, ist die gezielte Auswahl der Umweltvariablen von großer Relevanz.

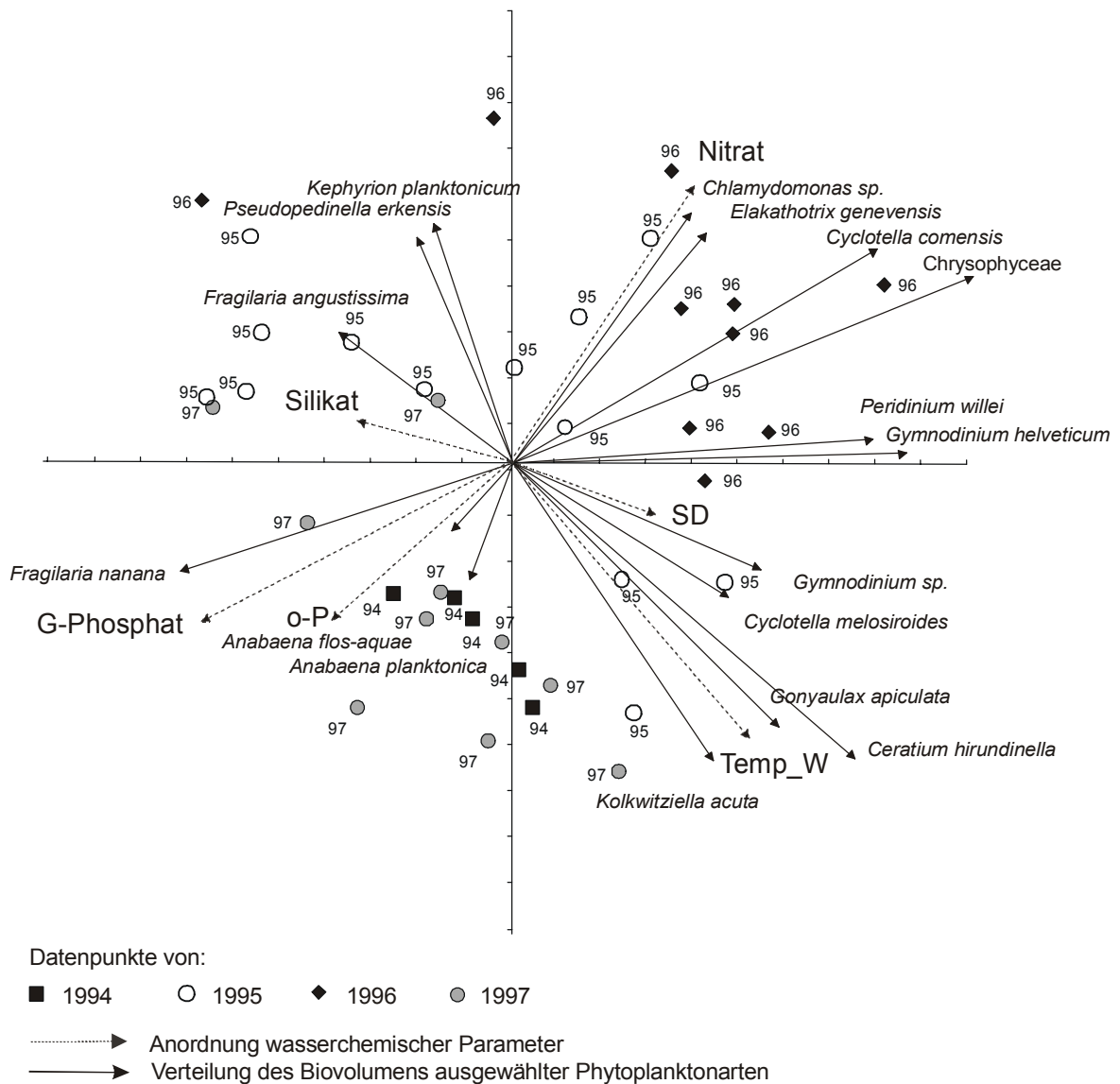


Abb. 85: Redundanzanalyse (RDA) der Biovolumina der Phytoplanktontaxa von August 1994 bis September 1997. Als Umweltvariablen wurden die wasserchemischen Parameter Wassertemperatur, Nitrat-N, Silikat-Si, Gesamt- und o-Phosphat und Sichttiefe verwendet.

Die Sortierung der Proben im 1. Quadranten zeigt überwiegend Proben aus den Monaten Januar, März, April und Mai. Diese Proben sind durch einem höheren Silikatgehalt gekennzeichnet, da die Zirkulationsphase höhere Konzentrationen aufweist als diejenige in den

restlichen Monaten. In diesen Monaten ist das Biovolumen der Arten *Fragilaria angustissima*, *Pseudopedinella erkensis*, *Kephyrion planktonica* und *Stephanodiscus neoastrea* am höchsten. Diese Arten können als Frühjahrsarten für den Borkener See zusammengefaßt werden.

Auffallendes Merkmal für die Verteilung der Dinophceen in den Proben war die gleichzeitig vorhandene hohe Wassertemperatur (Ausnahme: *Peridinium willeyi*). Dies entspricht im allgemeinen dem für Dinophyceen angegebenen Zeitfenster in Seen von August bis September (POLLINGER 1987). Zusätzlich spielten in den wärmeren Monaten *Cyclotella melosiroides* und *Cryptomonas reflexa* biovolumenmäßig eine wichtige Rolle (4. Quadrant).

Die Sortierung der Arten bezüglich einer zunehmenden Nitrat-Konzentration ergab keine einheitliche Taxa-Gruppe. Es fanden sich sowohl Arten der Dinophyceen, Bacillariophyceen, Chrysophyceen als auch der Cryptophyceen und Chlorophyceen in den entsprechenden Proben (2. Quadrant).

Die Art *Fragilaria angustissima* und die Sammelgruppe der Centrales waren überwiegend zu Zeitpunkten mit den höchsten G-Phosphat und o-Phosphat-Konzentrationen in den Proben zu finden (3. Quadrant). Aber auch die beiden *Anabaena*-Arten der Cyanophyceen waren – wenn auch mit geringen Biovolumina – in den entsprechenden Proben bei gleichzeitig hohen G-Phosphat und o-Phosphat-Konzentrationen vorhanden.

5 DISKUSSION

5.1 METHODENKRITIK

5.1.1 Methodenwechsel

Eine Problematik, die in vielen wissenschaftlichen Arbeiten, bei denen nicht von vornherein Standardmethoden verwendet werden oder verwendet werden können, auftritt, ist ein Methodenwechsel vor allem zu Beginn einer Untersuchung. Methodenwechsel erfolgen häufig aus der Notwendigkeit heraus umfassende Daten zu erhalten, neu entwickelte Geräte mit Arbeits erleichterung einzuführen, eine genauere Nachweisbarkeit zu erreichen

Bei der Verwendung der Daten stellte sich die Frage, ob und wie die Daten vor dem Methodenwechsel in die Auswertung einbezogen werden sollten, und inwieweit eine Eichung der verschiedenen Verfahren möglich und sinnvoll ist.

Für die vorliegende Untersuchung entstand für die Chlorophyll-Bestimmung, die Phytoplanktonprobenahme und das Auszählen der Phytoplanktonproben ein Methodenwechsel im Verlauf des ersten Untersuchungsjahres.

Das Auszählen der Phytoplanktonproben mit dem Phasenkontrastmikroskop ermöglichte ab Frühjahr 1995 die Erfassung und Bestimmung sehr kleiner Phytoplankter. Die Aufarbeitung der Proben konnte rückwirkend lediglich bis August 1994 erfolgen. Die Gruppe der kleinsten Phytoplankter konnte in den Proben vor August 1994 nicht ausgezählt werden, da es sich um Netzproben einer relativ großen Maschenweite handelte. Hier war eine Angleichung oder Umrechnung der Biovolumina nicht sinnvoll und nicht möglich. Daher wurde für die Auswertung vor allem bei der Ordinationsmethode die Datenbasis ab August 1994 verwendet. Auch die Korrelationen nach SPEARMAN wurden auf dieser reduzierten Datenbasis durchgeführt.

Bei der Phytoplanktonprobenahme trat eine Veränderung mit dem Erhalt des summierenden SCHRÖDER-Schöpfers ein, dessen Funktion in der Anfangsphase der Untersuchung eingeschränkt war. Innerhalb einer Übergangsphase wurden sowohl mit dem Planktonnetz als auch mit dem Schöpfer Proben entnommen, um eine Verrechnung bzw. Eichung der Verfahren durchzuführen. Zwar lagen die Biovolumina einzelner Probetage prozentual nicht weit auseinander, jedoch wichen die Abundanzen der einzelnen Algentaxa in den Proben stark voneinander ab. Dieser Befund sprach gegen eine Angleichung der Daten durch Verrechnungsverfahren.

Dagegen zeigte sich beim Methoden-Wechsel der Chlorophyll-Bestimmung, daß durchgehend eine geringere Chlorophyll-Konzentration nach dem DEV-Verfahren gemessen wurde, und hier auch ein relativ konstanter Faktor auftrat. Die hohen Chlorophyll-Konzentrationen des HOLDEN-Verfahrens ließen sich für einzelne Proben an Hand der Trübung, die durch die Verwendung von Membranfiltern verursacht wurde, nachvollziehen.

5.1.2 Probenahme- und Auszählmodus

5.1.2.1 Anzahl der Probestellen

Die Unterschiede in der Abundanz der Arten waren 1994 an den drei Probestellen nicht ausgeprägt (Anhang 15), daher wurde in den Folgejahren überwiegend eine Probestelle beprobt. In einigen Untersuchungen (z. B. BERNER-FANKHÄUSER 1983) scheint eine patchweise Verteilung der planktischen Organismen in Seen vorzuliegen. Auch SOMMER (1994) hält in größeren Seen aufgrund der inhomogenen Verteilung (Patchiness) mehrere Probestellen für sinnvoll.

Eine ausgesprochen inhomogene Verteilung der Zooplankter oder eine Präferenz einer Zooplanktonart liegt für den Borkener See zumindestens für den getesteten Zeitraum 1994, in dem die Proben ganzjährig genommen wurden, nicht vor. Lediglich *Bosmina longirostris* wurde an einer Probestelle häufiger in den höchsten Abundanzen angetroffen. Der FRIEDMANN-Test zeigte jedoch für alle Zooplankter keine signifikante Abweichung von einer zufälligen Verteilung. Auch die im Juli 1997 durchgeführte einmalige Transektuntersuchung vermittelte den Eindruck einer geringen Differenzierung in Süd-Nord-Richtung.

5.1.2.2 Probenahmemodus

Der Abstand der Beprobungen könnte für die Erfassung der Populationsdynamik in einigen Fällen, in denen die Entwicklungsdauer der einzelnen Organismen relativ kurz ist, zeitlich zu weit auseinander liegen. Allerdings zeigen die Abundanzverläufe bei fast allen Zooplanktonarten langsam ansteigende und abfallende Zeitreihen, so daß eine Kontinuität vorhanden ist und der Probenabstand von 3-4 Wochen für die Zooplanktonprobenahme gerechtfertigt erscheint.

5.1.2.3 Auszählmodus

Die Methodik des Phytoplanktonauszählens ist im Verlauf der letzten 50 Jahre differenzierter geworden (LUND et al. 1958, WILLÉN 1976, ROTT 1981). Beim Auszählen des Phytoplanktons des Borkener Sees wurde eine Kombinationsmethode verwendet, die sowohl die kleinen Arten als auch die großen Arten berücksichtigt. Seltene große Arten sind damit eher unterrepräsentiert.

Bei der Betrachtung des Phytoplanktonbiovolumens und der prozentualen Verteilung bezüglich der einzelnen Algengruppen sind die Cyanophyceen unterrepräsentiert, da in dieser Arbeit der Anteil der Picocyanoplankter nicht miteinfaßt wurde. Nach PADISAK et al. (1998) kann der prozentuale Anteil der Cyanophyceen am Gesamtbiovolumen durch den Anteil des Picophytoplanktons wesentlich erhöht sein. Auch VÖRÖS et al. (1998) stellten gerade in oligo-(meso)trophen Seen hohe Konzentrationen dieser Gruppe fest.

5.1.3 Statistische Methoden

Die Anwendung statistischer Methoden auf ökologische Datensätze stößt häufig auf mehrere Schwierigkeiten. Das Datenmaterial erfüllt in vielen ökologischen Untersuchungen nicht die Grundvoraussetzungen für die Verwendung der üblichen statistischen Testverfahren. Besondere Schwierigkeiten bereiten drei fehlende Voraussetzungen für viele Verfahren: eine normal oder annähernd normalverteilte Datenbasis, die Unabhängigkeit der einzelnen Stichproben und Probenahmetage und eine ausreichende Anzahl an Meßwiederholungen.

Normalverteilte Datensätze sind aus verschiedenen Gründen vor allem bei ökologischen Fragestellungen in größeren Systemen selten zu erhalten (Beprobungsfrequenz, Parallelproben). Schon die Verwendung des PEARSSONschen Korrelationskoeffizienten ist an eine Normalverteilung der Daten (LORENZ 1992) gebunden. Daher wurde in der vorliegenden Arbeit auf das parameterfreie Rangkorrelationsverfahren nach SPEARMAN zurückgegriffen. Bei diesem Verfahren geht zwar Information (z. B. Differenzierung in der Höhe der Meßwerte) verloren, es ist jedoch nicht auf normalverteilte Daten angewiesen.

Die Varianzanalysen (z. B. ANOVA) setzen eine Anzahl an Meßwiederholungen voraus, die bei ökologischen Probenahmen häufig nicht gegeben ist. Um Meßwiederholungen handelt es sich, wenn mehrere Probenahmen pro Probetermin durchgeführt werden. Dies war zum Teil aus zeitlichen und vor allem bei den chemischen Analysen auch aus finanziellen Gründen nicht immer umsetzbar gewesen.

In den meisten Fällen besteht die Datenstruktur aus einer Zeitreihe, die eine kurzfristige oder saisonale Veränderung oder einen Jahresverlauf beinhaltet und wiedergibt. In solchen Fällen sind die Probetermine nicht völlig unabhängig voneinander zu betrachten und somit streng genommen keine Meßwiederholung. Solche Datenstrukturen werden in der statistischen Versuchsplanung und -durchführung als temporäre oder zeitliche Pseudoreplikationen bezeichnet. Auch CRAWLEY (1993) und HURLBERT (1984) beschäftigten sich intensiv mit dieser Problematik. Die Daten des Borkener Sees entsprechen mit den typischen saisonalen Veränderungen solchen Zeitreihen.

Bei fehlender Normalverteilung wird in der Regel auf parameterfreie Tests zurückgegriffen. Für unabhängige Stichproben bietet sich der U-Test nach MANN-WHITNEY an, für mehrere unabhängige Stichproben der Test nach KRUSKAL-WALLIS. Beide Tests sind streng genommen nur bei unabhängigen Daten zu verwenden (LORENZ 1992).

Der Test nach WILCOXON untersucht Paardifferenzen zwischen zwei verbundenen Stichproben. Der entsprechende Test für k-verbundene Stichproben ist der FRIEDMANN-Test. Für die vorliegende Untersuchung wurde daher bei der Bestimmung von Unterschieden zwischen den Datenreihen (z. B. Flachbucht- und Pelagialproben) auf den FRIEDMAN-Test zurückgegriffen und die Darstellung der Daten mit Hilfe von Korrespondenzanalysen vorgenommen, bei der die Normalverteilung ebenfalls keine Voraussetzung ist.

5.2 ABIOTIK

5.2.1 Wärmehaushalt und Stratigraphie

Die saisonale Temperaturverteilung und -entwicklung innerhalb eines Sees hängt von zahlreichen Faktoren ab (HUTCHINSON 1967, SCHWOERBEL 1993). Für den Borkener See sollen insbesondere der Zusammenhang zwischen Hypolimniontemperatur einerseits und den klimatischen Faktoren Sonnenscheindauer und Windstärke andererseits diskutiert werden.

Die Wassertemperaturen im Hypolimnion des Borkener Sees charakterisierten Unterschiede in der Wärmekapazität des Sees in den einzelnen Jahren (Tab. 9).

Die Hypolimnion-Temperatur im Sommer hängt zum einen von der jeweiligen Minimaltemperatur ab, die der See zu Beginn des Jahres besitzt: Kühlt das Wasser durch einen milden Winter weniger stark aus, wie dies zum Jahreswechsel 1994/1995 der Fall war, so ist die Temperatur des Hypolimnions schon zu Beginn des Frühjahrs entsprechend hoch. 1994 dagegen hatte der See nach einem relativ langen, kalten Winter eine geringere Wärmemenge mit niedrigeren Ausgangstemperaturen gespeichert.

Zum anderen hängt die Temperaturentwicklung im Jahresverlauf von der Einstrahlung (Sonnenscheindauer in Stunden) und den Zirkulationsverhältnissen, d. h. Windereignissen vor der Einstellung der thermischen Schichtung ab.

Eine überdurchschnittlich hohe Sonnenscheindauer in den Frühjahrsmonaten, wie z.B. im April 1996, und geringe Wasserturbulenzen führten relativ schnell zu einer stabilen Schichtung. Die tieferen Schichten wurden von einer weiteren Erwärmung abgeschirmt, so daß in den Wasserschichten des unteren Hypolimnion ganzjährig Temperaturen um 4,0 °C zu finden waren.

Eine Abkühlung des Wasserkörpers unterhalb der Temperatur der maximalen Dichte von Wasser – wie 1991 (BOHLE et al. 1993), 1994 und 1996 beobachtet – wurde auch bei anderen Seen kurz vor dem Zufrieren registriert (HUTCHINSON 1967). Die Temperaturen können aufgrund lang anhaltender, niedriger Temperaturen und fortgesetzter Zirkulation auch in großen Tiefen unter 3,94 °C fallen (Kap. 4.3.2 und Anhang 7). Ein tiefer See benötigt aufgrund seines höheren Wärmeinhaltes entsprechend länger als ein flacherer See, bevor der Wärmeverlust genügend groß ist, um die Oberfläche des Sees gefrieren zu lassen. Daher ist der Borkener See bei der Bevölkerung dafür bekannt, daß er später zufriert als die in der näheren Umgebung liegenden Seen, die eine wesentlich geringere Tiefe aufweisen.

Der Vergleich des Wärmeinhaltes mit dem Ammersee, der eine maximale Tiefe von 81,1 m aufweist und ein 50-fach höheres Wasservolumen besitzt als der Borkener See, zeigt, daß der Wärmeinhalt im Februar ca. 26-fach höher liegt als im Borkener See. Im September ist jedoch der Wärmeinhalt nur ca. 11-fach höher (Tab. 26). Diese Differenz wird durch die aus-

Tab. 26: Vergleich der Kennzahlen des Wärmeinhaltes des Borkener Sees und des Ammersees.

Kennzahl	Borkener See	Ammersee
Maximale Tiefe [m]	52,5	81,1
Mittlere Tiefe [m]	26,5	37,55
Wasservolumen Mio [m ³]	35	1750
Verhältnis Wasservolumen Ammersee:Borkener See	50 : 1	
Wärmeinhalt Februar 10 ¹² [kJ]	0,9	23,82 *
Wärmeinhalt September 10 ¹² [kJ]	6,37	71,18 *
Differenz Wärmeinhalt Frühjahr/Spätsommer 10 ¹² [kJ]	5,47	47,36

* aus SCHWOERBEL (1993)

schließliche Erwärmung der epilimnischen Schichten während der Stagnationsphase und dem ungünstigeren Epilimnion:Hypolimnion-Verhältnis des Ammersees – bedingt durch seine größere Tiefe – verursacht.

Der Borkener See gehörte aufgrund seines Wärmehaushaltes 1994, 1995 und 1997 zu den Seen, bei denen einmal jährlich eine Vollzirkulation beobachtet wird (holomiktisch und monomiktisch). Aufgrund einer lang anhaltenden Frostperiode konnte sich im Januar/Februar 1996 für mehrere Wochen eine winterliche Stagnation mit einem leicht inversen Temperaturprofil ausbilden, und der See wies eine zweite Zirkulationsphase im Frühjahr auf (dimiktisch).

Bei der von BOHLE et al. (1993) durchgeführten Untersuchung wurde im Winter 1991 ebenfalls eine Stagnationsphase im Januar festgestellt. Die Temperaturen des Tiefenprofils lagen im Januar 1991 zwischen 2,2 °C an der Oberfläche und 3,4 °C im Hypolimnion.

Der Borkener See kann wegen seiner Temperaturprofile und in Abhängigkeit von der Dauer seiner winterlichen Eisbedeckung als Übergangstyp zwischen dem dimiktischen und monomiktischen Seentyp verstanden werden. Dies steht in Übereinstimmung mit der von HUTCHINSON & LÖFFLER (1956, verändert in WETZEL 1983) in Abhängigkeit von der geographischen Lage und der Höhenlage zusammengestellten Seentypenverteilung. LEWIS (1983) dagegen ordnet Seen, die wie der Borkener See nur unregelmäßig eine Winterstagnation ausbilden, generell dem dimiktischen Seentyp zu.

5.2.2 Sichttiefe

Die Entwicklung der Sichttiefe ist im Borkener See zum Teil an die Wasserstandsschwankungen gebunden. Der geplante endgültige Wasserstand des Borkener Sees bei 177,3 m NN wurde im Sommer 1995 erreicht. Damit war erstmals die Situation gegeben, daß der See einen Abfluß aufwies. Vermutlich durch die geringen Niederschläge Ende 1995 und Anfang 1996 sank der Wasserstand des Sees noch einmal ab, so daß erst Mitte 1996 wieder ein ausreichender Überlauf stattfand, und die Flachwasserzone einen Wasserstand von 50 cm aufwies. Vor diesem Hintergrund ist die Erhöhung der Sichttiefe in den Jahren 1996 und 1997 zu sehen: Ursache der geringeren Sichttiefen waren vermutlich die Uferabbrüche, die in den vorangegangenen Jahren sehr zahlreich und großflächig Material in den See trans-

portierten und wahrscheinlich zu einer hohen Schwebstofffracht beigetragen haben. Diese Erscheinungen sind in den Jahren 1996 und 1997 stark zurückgegangen.

Im Borkener See ist die Sichttiefe moderat, aber hoch signifikant mit dem Gesamtbiovolumen der planktischen Algen, nicht aber mit der Chlorophyll-Konzentration korreliert (Kap. 4.5.3.1 und Kap. 4.5.3.3). Korrelationen zwischen Sichttiefe und Phytoplanktern – allerdings gemessen als Chlorophyll-a – sind in der Vergangenheit von zahlreichen Autoren belegt worden (u.a. KOTS & MOOG 1980, GERVAIS et al. 1999).

Auch eine Korrelation mit der Abundanz der dominanten Zooplanktontaxa (z. B. *Daphnia* sp., *Kellicottia longispina*) konnte nicht nachgewiesen werden. Dahingegen bestand zeitlich eine hohe Übereinstimmung zwischen den niedrigen Konzentrationen des Summenparameters Biomasse der herbivoren Zooplankter – angegeben als Kohlenstoff-Gehalt – und hohen Sichttiefen (Kap. 4.6.4). Der geringere Anteil der Herbivoren zu diesem Zeitpunkten wird durch den Generationswechsel von *Eudiaptomus gracilis* und dessen Entwicklungsstadien bewirkt. Hohe Biomassen der Gattung *Daphnia* waren lediglich von 1995 bis 1997 deckungsgleich mit sehr hohen Sichttiefen (Abb. 83).

Im Borkener See wurde im Vergleich zu anderen Seen ein Klarwasserstadium erst im Juni, im Jahr 1997 erst im Juli und Anfang August, beobachtet. Dieser relativ späte Zeitpunkt kann eventuell als verzögerte Sukzession aufgrund einer Ressourcenverknappung aufgefaßt werden. Allerdings zeigt die Phytoplanktonentwicklung des Borkener Sees deutlich Zusammenhänge zwischen der Höhe des Biovolumens und der Sonnenscheindauer in den Sommermonaten. Lediglich im Mai und Juni 1995 erfolgte eine starke Reduktion der freßbaren Algen, die parallel mit dem Abundanzanstieg der Daphnien verlief. Die Phytoplanktonbiomasse stieg – trotz der gleichbleibenden Dichte der Daphnien – anschließend in einer Phase überdurchschnittlich hoher Sonnenscheindauer im August 1995 wieder an (Abb. 2, Abb. 77, Abb. 83). Auch TILZER (2000) vermutet, daß in vielen Systemen Algenwachstumsraten nicht vorrangig über das Nährstoffangebot, sondern zum großen Teil über physikalische Faktoren gesteuert werden.

Ein Vergleich von Langzeitdatenreihen mecklenburg-vorpommerscher Seen (pers. Mitteilung KASPARZK, DGL-Tagung 1997) ergab eine zeitliche Verschiebung der maximalen Sichttiefe (Klarwasserstadium) in die Sommermonate von eutrophen zu oligotrophen Seen. Allgemein wird für extrem oligotrophe Seen kein ausgesprochenes Klarwasserstadium erwartet. DENEKE & NIXDORF (1999) schließen dagegen aus einer umfangreichen Studie, daß kein Zusammenhang zwischen Trophie, Seetiefe und dem Auftreten eines Klarwasserstadium bestehe.

Bislang lag die gemessene Sichttiefe des Borkener Sees unterhalb des für phosphatarmer oligotrophe Seen zu erwartenden Bereiches. Die Höhe der Sichttiefe dürfte sich aber in den nächsten zwei Jahren aufgrund des nicht mehr steigenden Wasserstandes weithin stabilisieren und erhöhen, so daß sich dieser Parameter ohne Einschränkung als ein Indikator für die Trophiebewertung eignen wird; darauf weist die Erhöhung der mittleren Sichttiefe zwischen 1987 und 1997 hin.

5.2.3 Sauerstoffhaushalt

Die Sauerstoff-Tiefenprofile und deren Ausbildung erlauben wichtige Aussagen über die im Gewässer vorherrschende Dynamik und Produktivität. Ein orthogrades Profil existiert nur in sehr unproduktiven (oligotrophen) bzw. in mäßig produktiven Seen während der frühen Stratifikation (WETZEL 1983, LAMPERT & SOMMER 1993). Das häufiger auftretende klinegrade Sauerstoff-Profil besitzt mit zunehmender Tiefe eine stark abnehmende Sauerstoff-Konzentration. Dieses Profil ist sowohl in produktiven (eutrophen) Seen als auch in meromiktischen Seen mit fehlender Zirkulation zu finden und zeigt periodische bzw. permanente anaerobe Verhältnisse im hypolimnischen Teil des Sees an. Einen davon abweichenden Verlauf mit einem positiv (bzw. negativ) heterograden Tiefenprofil zeigen Seen mit maximalen (bzw. minimalen) Sauerstoffkonzentrationen im Metalimnion, die durch Sauerstoffübersättigungen (oder -defizite) entstanden sind.

Das im Spätsommer zu beobachtende positiv heterograde Sauerstoffprofil des Borkener Sees – mit Sauerstoffsättigungen in Sedimentnähe von über 60 % – weist auf eine geringe Primärproduktion hin.

Der Sauerstoffgehalt über dem Sediment ist jedoch nicht nur von der Höhe der Primärproduktion abhängig, sondern auch von der Wegstrecke, die den Destruenten für den Abbau der organischen Substanz zur Verfügung steht, das heißt von der Tiefe des Sees. Tiefe Seen, zu denen der Borkener See mit seiner maximalen Tiefe von 50 m und einer mittleren Tiefe von 23 m gehört, besitzen ein großes Sauerstoffreservoir. Dieses kann die organische Substanz der – im Verhältnis zum gesamten Seekörper – relativ kleinen euphotischen Zone abbauen, ohne größere Sauerstoffdefizite zu erzeugen (SCHWOERBEL 1993).

Die Sauerstoffsättigung über dem Sediment schwankte zwischen 60,7 und 68,5 %. Die Jahre 1994 und 1997 zeichneten sich durch höhere Hypolimnion-Temperaturen und ein höheres Phytoplankton-Biovolumen als 1995 und 1996 aus. Trotzdem lag die prozentuale Sauerstoffsättigung über dem Sediment bei 63-64 % und damit etwas höher als 1995 und 1996. Die niedrigste Sättigung mit 60,7 % trat 1996 bei einem geringen Phytoplankton-Biovolumen und den niedrigsten Hypolimnion-Temperaturen auf. Die höchste Sättigung wurde 1995 bei einem geringen Biovolumen und höheren Temperaturen beobachtet.

Die Höhe des Sauerstoffdefizites im Borkener See könnte damit von der Höhe der Wassersäule, der Höhe des Gesamt-Biovolumens und der Meta- und Hypolimnion-Temperatur beeinflusst werden. Eine Quantifizierung der Anteile war allerdings aufgrund der geringen Differenzen nicht möglich.

Weiterhin weisen orthograde Sauerstoffprofile häufig extreme Maxima im Bereich des Metalimnions auf (positiv heterograd), wobei die Tiefe des Maximums mit der Transparenz des Wassers korreliert.

Hohe Sauerstoff-Maxima im Metalimnion – wie sie im Borkener See auftreten – deuten auf eine hohe Stabilität der thermischen Schichtung hin. Die Stabilität der Schichtung eines Sees hängt von seiner relativen Tiefe ab, die aus dem Verhältnis von maximaler Tiefe zur Seeoberfläche berechnet wird (WETZEL 1983). Ein Wert von über 4,3 % weist auf eine hohe

Stabilität und ein solcher von unter 2,2 % auf eine geringe Stabilität hin. Bei einer maximalen Tiefe von 52 m und einer Oberfläche von 1.320.000 m² beträgt die relative Tiefe des Borkener Sees 3,9 %. Damit kann die Stabilität der Schichtung als relativ hoch angesehen werden, obgleich der See nicht windgeschützt ist und mit seiner Längsachse in der vorherrschenden Windrichtung (N-NNO oder S-SSW) liegt.

In zwei der vier Untersuchungsjahre lag das metalimnische Sauerstoff-Maximum im Borkener See bei 8-10 m Tiefe. 1995 und 1996 lag es bei 10-16 m bzw. 16 m. Die Abhängigkeit des metalimnischen Maximums von der Transparenz des Wassers zeigte sich auch beim Borkener See. Die höchsten Sauerstoff-Konzentrationen waren in drei Jahren (1994, 1995, 1997) stets zeitlich mit den höchsten sommerlichen Sichttiefen (Klarwasserphase) gekoppelt (Tab. 27).

Tab. 27: Gegenüberstellung der Parameter Biovolumen, SECCHI-Sichttiefe und euphotische Zone (aus der SECCHI-Sichttiefe nach TILZER 1988 berechnet) zum Zeitpunkt des metalimnischen Sauerstoff-Maximums in den Jahren 1994 bis 1997.

	1994	1995	1996	1997
Datum	14.7.1994	3.8.1995	27.6.1996	26.6.1997
Metalimnische Sauerstoff-Konzentration [mg/l]	17,1-17,3	13,0	12,5	11,4
Tiefe des metalimnischen O ₂ -Maximums [m]	8-10	10-16	16	10 *
Sichttiefe [m]	7,1	6,7	5,3	7,0
Berechnete euphotische Zone nach TILZER (1988) in [m]	14,4	13,9	12,2	14,3
Durchmischungstiefe [m]	6,0	6,0	6,0	8,0

* im Juli vermutlich größere Tiefe des metalimnischen Maximums vorhanden, jedoch nicht durch Meßwert belegbar.

5.2.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die für mitteleuropäische Seen sehr hohe Leitfähigkeit des Borkener Sees ist bedingt durch die im See vorhandenen hohen Calcium-, Magnesium- und Sulfat-Konzentrationen (Kap. 4.3.5, 4.3.10 und 4.3.11). BOHLE et al. (1993) und WESTERMANN (1993) wiesen vergleichbar hohe elektrische Leitfähigkeiten im See nach. Zwei in nordöstlicher Richtung gelegene Quellzuläufe in den Borkener See mit geringer Schüttung und Leitfähigkeitswerten von 1000 bis 2000 µS/cm, die von WESTERMANN (1993) untersucht wurden, könnten auf einen sehr hohen Einfluß des Untergrundes hinweisen. Grundwasserbohrungen ergaben jedoch, daß nicht direkt das Grundwasser den Eintrag der Elektrolyte in das Seewasser verursachen kann (SCHRÖDER 1987). Die verfüllten sulfat- und kalkhaltigen Ablagerungen und deren Sicker- und Regenwasserabflüsse sind vermutlich Ursache des hohen Elektrolytgehaltes des Borkener Sees (Kap. 2.2).

Während der Sommerstagnationsphase lagen die im Epilimnion gemessenen Leitwerte etwas niedriger als im Hypolimnion. Auch BOHLE et al. (1993) und WESTERMANN (1993) wiesen im Hypolimnion höhere Werte als im Epilimnion nach. Ursache dieser Reduktion sind zum

einen die mineralienverbrauchenden Prozesse des Aufbaues organischen Materials im Epilimnion, zum anderen aber auch die biogene Kalkausfällung, die zur Bildung von Kalkkrusten auf den Makrophyten führte. Im Hypolimnion dagegen war durch Remineralisierungsprozesse und die Lösung von suspendiertem CaCO_3 die Leitfähigkeit vor allem gegen Ende der Stagnationsphase im August erhöht. Diese Leitwerterhöhung war verbunden mit einem Anstieg an freiem Kohlendioxid und Calcium (Anhang 7). Freies Kohlendioxid erhöht aufgrund des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes die Calcium-Löslichkeit in Sedimentnähe.

Bei den herbstlichen Messungen waren keine ausgeprägten vertikalen Differenzen des Leitwertes zu beobachten, da die vertikale Schichtung durch die beginnende bzw. fast abgeschlossene Vollzirkulation wieder aufgehoben wurde.

Wie die vorliegende Untersuchung für Januar 1994 und 1996 konnten schon BOHLE et al. (1993) für Januar 1991 eine Abnahme der Leitfähigkeit in größeren Tiefen nachweisen. Zu diesen Zeitpunkten stellte sich eine durch das Zufrieren des Sees bedingte kurzfristige Winterstagnation ein, die sich jedoch aufgrund wieder ansteigender Lufttemperaturen und vor allem stärkerer Winde nicht stabilisieren konnte. Ob der Zutritt von Tiefenwasser aus dem umgebenden Buntsandstein mit Leitwerten von 130 bis 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SCHRÖDER 1987) den Leitwertrückgang bewirkte, kann nur vermutet werden.

Die um ca. 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erhöhten Leitfähigkeiten in der Flachwasserzone an der PS 3 erscheinen sehr ungewöhnlich. Die Konzentrationen der gemessenen Parameter Gesamt-Phosphat, ortho-Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium reichen zur Erklärung nicht aus. Die Sulfat- und Calcium-Konzentrationen wurden nicht geprüft. Es ist durchaus denkbar, daß das Einbringen unterschiedlicher Materialien (laugenhaltige Abfälle mit pH 12-13) zur Rekultivierung der nach Norden und Nordosten an den See anschließenden Flächen zu der Leitwerterhöhung geführt hat. Diese Flächen lagen zum Zeitpunkt der Rekultivierung Ende der 80-er Jahre im nordöstlichen Bereich des Sees und in unmittelbarer Nähe der heutigen Flachwasserbucht (mündl. Mitteilung Herr SCHÖNHUT, Borken).

5.2.5 pH-Wert

Die pH-Werte lagen während des Sommers oberhalb der Sprungschicht geringfügig höher als im Hypolimnion (Anhang 7). Die Ursache des pH-Anstiegs im Sommer ist der Entzug von HCO_3^- bzw. CO_2 durch die Assimilation des Phytoplanktons. Die Erhöhung des pH-Wertes im Epilimnion und die Erniedrigung im Hypolimnion während der Sommermonate wurde auch von WESTERMANN (1993) und BOHLE et al. (1993) im Borkener See beobachtet.

Während der Schichtungsphase auftretende pH-Differenzen zwischen Oberflächenwasser und Tiefenwasser sind charakteristisch für alle Seentypen, jedoch sind die Unterschiede in eutrophen Seen weitaus ausgeprägter. Kalkreiche Seen, wie der Borkener See, besitzen über den Reaktionsablauf des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes ein Puffersystem, das niedrige pH-Werte und hohe pH-Differenzen unterbinden kann.

KLAPPER & SCHULTZE (1995) registrierten in ostdeutschen Braunkohletagebauseen pH-Werte zwischen 3 und 9,5. Die Verteilung der pH-Werte in den einzelnen Seen wurde der Dominanz jeweils eines von drei Puffersystemen (Aluminiumpuffer pH 3,6-4,2, Eisenpuffer $\text{pH} < 3,8$, Bicarbonatpuffer pH 5,5 - 8,5) zugeschrieben. Bei Überschreiten des Basenbindungsvermögens erfolgt ein Wechsel zum nächsten Puffersystem. Dies erklärt die Tatsache, daß unter den ostdeutschen Braunkohletagebauseen keine Seen mit pH-Werten zwischen 4,5 bis 5,5 gefunden wurden.

Der pH-Wert des Borkener Sees (pH 7,5 bis 8,6) lag verglichen mit weiteren Braunkohletagebauseen (HERBST 1966, PIETSCH 1979, KLAPPER & SCHULTZE 1995) im oberen Pufferbereich.

5.2.6 Silikat

Der Silicium-Gehalt im Grundwasser ist oft etwas höher als der des Oberflächenwassers und beträgt – mit geringen Variationen zwischen den verschiedenen Kontinenten – 6,1 mg/l (WETZEL 1983). Da das Borkener Seewasser zum überwiegenden Teil aus Grundwasser gespeist wurde, vermutlich jedoch auch schon im Frühstadium der Seeentstehung Silikat in Form von Kieselalgenschalen festgelegt wurde, lag die Silicium-Konzentration schon zum Zeitpunkt der Herbstzirkulation 1983 um 0,7 mg/l niedriger (TEICHMANN & SCHMIDT 1984) als der für Grundwasser angegebene Wert.

Die im Seebecken vorhandenen Aufschüttungen bestehen zum großen Teil aus Sedimentschichten des ehemaligen Deckgebirges, von denen insbesondere die 20 m mächtigen graublauen Tone 50 bis 52 % Silikat enthalten. In einem Zeitraum von 14 Jahren (1983 bis 1996 sank der Silicium-Gehalt des Seewassers um 3,1 mg/l (Tab. 28), das entspricht – sofern eine kontinuierliche Abnahme angenommen wird – ca. 6 % pro Jahr.

Die Abnahme der Silikat-Konzentration ist bedingt durch die Bindung von Kieselsäure in den Schalen und Gehäusen verschiedener Algengruppen (Bacillariophyceen, Chrysophyceen-Arten, Silikatflagellaten) und deren Absinken in tiefere Wasserschichten im Verlauf des Zusammenbruches der Population. Die Tiefenprofile der Sommermonate aus den Jahren 1993 bis 1995 belegen eine leichte Zunahme der Si-Konzentration in Sedimentnähe vor allem im Juli.

Tab. 28: Silicium-Konzentration im Borkener See von 1983 bis 1997.

Autoren	Jahr	PS	Si-Konzentration [mg/l] (Monate)	Si-Konzentration [mg/l] Zirkulationsphase
TEICHMANN & SCHMIDT (1984)	1983	unbekannt	5,4 (Mai)	-
MEINEL (1987)	1984	unbekannt	4,6 (keine Angabe)	-
HEINMÜLLER in:	1994	Boje ¹	2,8 (Januar)	2,6 (März)
BOHLE et al. (1997)	1995	Boje ¹	2,7 (Januar)	2,3 (März)
	1996	Boje ¹	2,3 (Januar)	2,0 (April)
HEINMÜLLER	1997	Boje ²	1,5-2,3 (März-Sept.)	2,3 (März)
(vorliegende Arbeit)	1997	NB ³	0,6-1,8 (April-Sept.)	-
	1997	FB - PS 1-3	0,15-0,9 (Apr.-Sept.)	-

¹ Tiefenprofile gemittelt von 0-20 m, ² Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer (0-20 m),

³ Probenahme mit SCHRÖDER-Schöpfer (0-10 m)

Der Grad der Remobilisierung des Silikates hängt vom Lösungsgleichgewicht ab, das von einem niedrigen pH-Wert, hohen Temperaturen und einem zunehmenden Alter des biogenen Sedimentes positiv beeinflusst wird (RIPPEY 1983, GIBSON et al. 2000). Für den Borkener See stellen der hohe pH-Wert, die ganzjährig niedrige Temperatur im Hypolimnion und das junge Alter des Sedimentes ungünstige Bedingungen für eine schnelle Remineralisierung des in Kieselschalen und Kieselgehäusen gebundenen Silikates dar.

Desweiteren sollen hohe Abundanzen an Makrozoobenthosbesiedlern – wie z. B. Chironomidenlarven und Tubificidenarten – durch den Mechanismus der Bioturbation die Rückführung des Silikates aus dem Sediment in das Freiwasser positiv beeinflussen. Die Zerstörung der Konzentrationshöfe im Schlamm-Wasser-Kontaktbereich wurde dabei als treibende Kraft nachgewiesen (TESSENOW 1966).

Die Besiedlungsdichte dieser Benthos-Biozönose einschließlich der Ephemeroptere *Ephemerella glaucops* nimmt im Borkener See ab einer Tiefe von 13 m deutlich ab (BOHLE et al. 1997, DRESLER 1996), so daß die Bioturbation überwiegend im Litoralbereich zur schnellen Rücklösung des Silikates beitragen wird. Der weitaus größere Anteil des Seebodens liegt jedoch tiefer als 13 m und könnte daher als eine Art „Silikatfalle“ wirken.

Zur Silikatverarmung des Sees wird eventuell auch der sehr geringe Eintrag durch oberirdische Zuflüsse beigetragen haben.

Die Si-Konzentrationen beispielsweise der großen bayerischen Seen liegen bei 0,05 bis 5,0 mg/l gelöstes Silicium (SIEBECK 1982) und entsprechen damit den im Borkener See gemessenen Konzentrationen.

Die oligotrophen Voralpenseen Bayerns zeigen keine in dieser Größenordnung stattfindende Silikatabnahme (mündl. Mitteilung, J. SCHAUMBURG, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft). Auch HERON (1961) konnte bei mehrjährigen Untersuchungen im englischen Lake District keine Abnahme des Silicium-Gehaltes beobachten. In alten Seen existiert ein Silikat-Gleichgewicht zwischen Verbrauch, Deposition und Remobilisierung. Ein solches Gleichgewicht war im Borkener See bis zum Jahr 1997 noch nicht erreicht. Die Gleichgewichtslage kann durch Veränderungen im Phosphathaushalt gestört werden. Im Verlauf der Eutro-

phierung beobachteten SCHELSKE (1988) und STOERMER et al. (1985) für nordamerikanische Seen eine Reduktion an gelöstem Silikat durch verstärkte Silikatdeposition im Sediment. Die meisten limnischen Ökosysteme sind nach WILLÉN (1991) an hohe Si-Konzentrationen im Verhältnis zum Phosphat angepaßt. Diese Kombination fördert – wie in alten Sedimenten nachgewiesen wurde – stärker silikatisierte Diatomeenfrusteln. Im Verlauf einer Eutrophierung nimmt das Si:P-Verhältnis ab, so daß die Produktion der Diatomeen ansteigt und damit eine höhere Sedimentation stattfindet. Die Silikatrücklösung kann meist nicht Schritt halten mit der Sedimentation, so daß ein Rückgang des gelösten Silikates beobachtet werden kann. Der Rückgang des Silicium-Gehaltes im Borkener See läßt sich allerdings nicht auf einen Eutrophierungsprozeß zurückzuführen. Für den Braunkohletagebausee muß als wesentlicher Faktor die fehlende allochthone Zufuhr über Zuflüsse angenommen werden. TESSENOW (1966) stellte in kleinen zuflußlosen Toteisseen in Norddeutschland ebenfalls äußerst geringe Silicium-Konzentrationen (0,15 - 0,05 mg/l) fest, obwohl das Grundwasser hohe Silicium-Konzentrationen (4-5 mg/l) enthielt. Ein wesentlicher Faktor für die Aufrechterhaltung einer relativ hohen, konstanten Silicium-Konzentration scheint ein geringer, aber auch kontinuierlicher Zufluß zu sein.

5.2.7 Phosphat

Phosphat ist neben Nitrat und Silikat der wichtigste produktionssteuernde Makronährstoff in Gewässern (LAMPERT & SOMMER 1993). Phosphat wird vorzugsweise als anorganisch gelöstes ortho-Phosphat (o-Phosphat, SRP) und als Gesamt-Phosphat (G-Phosphat, TP), d. h. einschließlich des organisch gebundenen Anteils, erfaßt.

Sowohl die TP als auch die SRP-Konzentrationen liegen im Borkener See verglichen mit anderen großen europäischen Seen relativ niedrig (z. B. KÜMMERLIN & BÜRGI 1989, SIEBECK 1982, PADISAK et al. 1998, EHLSCHIED 1992, MORSCHIED, Harald 1999).

Der Einfluß der Flachwasserzone bezüglich des Phosphat-Eintrages auf das Pelagial ist als gering einzuschätzen, da die Mittelwerte der TP-Konzentrationen der Probestellen nicht wesentlich voneinander abweichen. Die im Vergleich zum Pelagial etwas geringere TP-Konzentration an den Probestellen der Flachwasserzone und der Gradient innerhalb der Flachwasserzone (Anhang 7) deuten darauf hin, daß ein Teil des Phosphates – zumindest in den Sommermonaten – dem Wasser entzogen wird und nicht für den Aufbau planktischer Biomasse Verwendung findet. Gerade der Aufwuchs besonders auf den submersen Wasserpflanzen könnte hier als zusätzlicher Phosphat-Verbraucher in Betracht kommen.

Die größeren Differenzen zwischen TP- und o-Phosphat an den Probestellen ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ im Vergleich zur Flachwasserzone belegen, daß im pelagischen Lebensraum eine höhere Phosphatbindung in der Plankton- und Bakterienbiomasse besteht und damit eine effizientere Nutzung der Ressource Phosphat existiert (Kap. 4.3.7).

5.2.8 Nitrat

Die Nitrat-N-Konzentrationen des Borkener Sees können als niedrig bezeichnet werden und entsprechen dem typischen Tiefenprofil eines oligotrophen Sees (WETZEL 1983).

Der Gehalt an gelöstem Nitrat-N ist in der Regel durch den Aufbau von organischer Substanz im Epilimnion geringer als im Hypolimnion. Dies belegen auch die Tiefenprofile des Borkener Sees (Anhang 23).

Die Entwicklung der Nitrat-N-Konzentration war seit Untersuchungsbeginn 1993 geprägt von starken Schwankungen. Die Untersuchungen von 1983 (TEICHMANN & SCHMIDT 1984) und 1984 (MEINEL 1987) wiesen ähnlich niedrige Konzentrationen auf wie die von 1994 bis 1997 gemessenen Werte der vorliegenden Untersuchung. WESTERMANN (1993) dagegen registrierte von 1987 bis 1989 im Borkener See relativ hohe Nitrat-N-Konzentrationen, beschrieb aber einen Trend zu abnehmenden Nitrat-N-Konzentrationen im Verlauf der Untersuchungsjahre (Tab. 29).

Tab. 29: Nitrat-N-Konzentration des Borkener Sees von 1983 bis 1997

Autoren	Jahr	Probestelle	Nitrat-N-Konzentration (Min-Max)
TEICHMANN & SCHMIDT (1984)	1983	unbekannt	1,1 - 1,6 mg/l
MEINEL (1987)	1984	unbekannt	1,1 mg/l
WESTERMANN (1993)	1987-1989	Boje	1,54 - 7,13 mg/l
BOHLE et al. (1993)	1991	Boje ¹ (0-20 m)	0,06 - 0,2 mg/l
BOHLE et al. (1997)	1994	Boje ¹ (0-20 m)	0,92 - 2,2 mg/l
	1995	Boje ¹ (0-20 m)	1,1 - 2,7 mg/l
	1996	Boje ¹ (0-20 m)	1,3 - 2,2 mg/l
HEINMÜLLER (vorliegende Arbeit)	1997	Boje ² (0-20 m)	1,1 - 1,3 mg/l
	1997	NB ² (0-10 m)	0,7 - 1,3 mg/l
	1997	FB - PS 1-3 (Oberfläche)	0,07 - 1,2 mg/l

¹ Tiefenprofile, ² Probenahme mit dem summierenden SCHRÖDER-Schöpfer

Spitzenwerte von ca. 7,0 mg/l, wie sie von WESTERMANN (1993) angegeben wurden, traten vermutlich aufgrund der nicht mehr stattfindenden Stickstoffeinträge über die landwirtschaftlichen Flächen des Einzugsgebietes seit Mitte 1993 nicht mehr auf.

Ein Trend zu kontinuierlich abnehmenden oder zunehmenden Nitrat-N-Konzentrationen kann aus der vorliegenden und den vorangegangenen Untersuchungen nicht abgeleitet werden.

Die leicht erhöhten Nitrat-N-Konzentrationen im Oberflächenwasser im Mai 1994 und im April und Mai 1995 stammten eventuell von der Güllung umliegender Äcker außerhalb des als Naturschutzgebiet ausgewiesenen, relativ kleinen Einzugsgebietes. Sie sind vermutlich in Form von Ammonium durch Niederschläge in den See eingetragen worden.

5.2.9 Nitrit

Nitrit ist in O₂-reichen Gewässern wie dem Borkener See in der Regel in geringen Mengen vorhanden, da es rasch durch die Aktivität der Mikroorganismen zu Nitrat metabolisiert wird. Bei Sauerstoff-Konzentrationen über 5 mg/l liegt aufgrund des Redoxpotentials die Nitrit-Konzentration nicht über 50 µg/l (HÖLTING 1989).

Ähnlich wie in vorangegangenen Untersuchungen von TEICHMANN & SCHMIDT (1984) und BOHLE et al. (1993) im Borkener See lagen die Nitrit-N-Konzentrationen mit < 10 µg/l relativ niedrig. Lediglich die von WESTERMANN (1993) 1987-1989 ermittelten Konzentrationen liegen um das 2- bis 20-fache höher. Dies erscheint aufgrund des von ihr gemessenen Sauerstoffgehaltes von mindestens 8 mg/l wenig plausibel.

5.2.10 Ammonium

Die Ammonium-N-Konzentrationen des Borkener Sees sind als sehr niedrig zu bezeichnen. Für oligotrophe Hartwasserseen wie z.B. den Lawrence Lake, Michigan, kann die Ammonium-Konzentration unter anaeroben Verhältnissen im Sommer sogar bis auf 1,8 mg/l ansteigen (WETZEL 1983). Vergleichbare Verhältnisse liegen für den Borkener See nicht vor. Auffallend bei der Betrachtung der Ergebnisse ist die im September und Oktober 1994 und 1995 einheitliche Verteilung der Ammonium-Konzentration im Tiefenprofil, wohingegen im November 1994 und 1995 wieder eine Schichtung mit sehr geringen Konzentrationen im Epilimnion erkennbar war. Es wird vermutet, daß ein Zusammenhang zwischen hoher Algenproduktivität und einer damit verbundenen höheren Ammonium-Assimilation besteht. Dies läßt sich jedoch lediglich für November 1995 an Hand eines höheren Biovolumens belegen (Kap. 4.3.8.3 und Abb. 37).

5.2.11 Sulfat

Die Sulfat-Konzentrationen im Borkener See sind mit denen anderer Braunkohletagebauseen in der Lausitz (PIETSCH 1979) und den bei Bonn gelegenen Seen der Ville (HERBST 1966) vergleichbar. Das in der Braunkohle enthaltene Pyrit und zum Teil auch Markasit (Eisensulfid) ist für die hohen Sulfatgehalte in den Braunkohlerestseen verantwortlich.

Über dem abbauwürdigen braunkohlehaltigen Flöz im Borkener Tagebaug Gebiet Altenburg IV lagerten darüberhinaus noch Deckschichten, die Pyrit und CaSO₄ in Knollen enthielten und die später zur Verfüllung des Tagebaues verwendet wurden (SCHRÖDER 1982, SCHÖNHUT münd. Mitteilung).

Da Pyrit in Verbindung mit Sauerstoff in Eisensulfit und Schwefelsäure zerfällt, kann diese Reaktion zu sehr niedrigen pH-Werten in Braunkohlerestseen führen. Die Daten des Borkener Sees mit pH-Werten von 7,5 bis 8,2 zeigen jedoch, daß ein wirksames Puffersystem vorhanden war (Kap. 5.2.5).

Die Bildung von Schwefelwasserstoff (Geruchstest), der anoxische Bedingungen anzeigt, war auf den westlichen Litoralbereich beschränkt. Es war abgesehen von diesem Litoralbereich kein Schwefelwasserstoff mit dieser Methode in den tieferen Bereichen des Sees nachweisbar. Die Bildung des Schwefelwasserstoffes im Litoralbereich war gekoppelt mit dem flächenhaften Vorkommen von litoralen *Oscillatoria*-Arten. Die von TRAPP (1995) durchgeführte Makrophytenkartierung ergab, daß die teppichartige Blaualgenverbreitung im Litoralbereich 1995 auf die Tiefenzone von 1-2 m beschränkt war. In dieser Zone befand sich ein hoher Anteil organischer Substanz aus Gräsern und Binsen, die durch den gestiegenen Wasserspiegel abgestorben waren und dann abgebaut wurden. Bei einem nicht mehr steigenden Wasserspiegel wird vermutlich die Verbreitung dieser Blaualgen im flachen Litoralbereich durch eine adäquate Vegetation abgelöst werden. Ein Nachweis für diesen Prozeß fehlt allerdings, da nach dem Jahr 1995 keine weiteren Tauchuntersuchungen stattfanden.

5.2.12 Calcium, Magnesium und Gesamthärte

Aufgrund höherer Wassertemperaturen im Sommer und einem hohen Bedarf an CO₂ durch photosynthetisch aktive Planktonorganismen führte eine biogene Kalzitfällung zur Absenkung der Leitfähigkeit im Epilimnion des Borkener Sees.

Gleichzeitig mit der Fällung der Karbonate ist die Deposition auf der Oberfläche des Sedimentes verbunden. Die Möglichkeit der Rücklösung aus dem Sediment ist bei Kohlendioxidbildung durch dissimilatorische (abbauende) Prozesse gegeben. Dies führte mit der Erhöhung des Calcium-Gehaltes auch zu einer Erhöhung der Leitfähigkeit in tieferen Schichten des Hypolimnions des Borkener Sees.

Dieser Effekt wurde auch in zahlreichen kalkreichen Gewässern wie z. B. dem oligotrophen Hartwassersee St. Lawrence in Nord-Amerika beobachtet (WETZEL 1983).

Die geringeren Magnesium-Werte in der trophogenen Zone gegenüber der tropholytischen Zone im Borkener See wurden vermutlich durch die Bindung im Chlorophyll-Molekül in der Phytoplanktonbiomasse hervorgerufen (WETZEL 1983).

Die Gesamthärte des Sees lag aufgrund der hohen Calcium- und Magnesium-Gehalte ähnlich hoch, wie die von BOHLE et al. (1993) 1991 gemessenen Werte. Ein Trend zu abnehmenden Erdalkali-Konzentrationen sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion im Jahresverlauf, den WESTERMANN (1993) durch die von 1987-1989 durchgeführten Untersuchungen errechnete, war im Zeitraum 1993 bis 1995 nicht feststellbar.

Mit der Fällung von Calciumkarbonat kann das Ausfällen beispielsweise von Phosphat (Co-Präzipitation), Eisen und Schwermetallen als auch durch Adsorption das Fällen von organischen Säuren – insbesondere Huminsäuren – einhergehen. Die Bedeutung von Algen

bei der Präzipitation von Calcit wurde u. a. von HARTLEY et al. (1955), KÜCHLER-KRISCHUN (1990) und KÜCHLER-KRISCHUN & KLEINER (1990) beschrieben.

Eine Co-Präzipitation von Phosphaten wurde sowohl von OTSUKI & WETZEL (1972), KOSCHEL et al. (1983), HARTLEY et al. (1995) als auch von ROSSKNECHT (1980) nachgewiesen bzw. diskutiert.

Die Co-Präzipitation von Phosphat wird vor allem von ROSSKNECHT (1980) als Prozeß verstanden, der eine Eutrophierung von Hartwasserseen vorbeugen bzw. sie verzögern kann.

Für den Borkener See kann lediglich für den Mai 1995 ein Zusammenhang zwischen Calciumkarbonatfällung und o-Phosphat-Gehalt vermutet werden, da beide Konzentrationen gleichzeitig abnahmen (Abb. 21 und Anhang 7).

5.2.13 Säurebindungsvermögen und freies Kohlendioxid

Der Gehalt an freiem Kohlendioxid ist in erster Linie abhängig vom pH-Wert, der sich durch die Beteiligung weiterer Ionen (z.B. Sulfat, Chlorid, Karbonat, Calcium, Magnesium) in Seen einstellt. Bei pH-Werten über 8 liegt im Gleichgewicht kein freies Kohlendioxid vor, es ist dann als Hydrogenkarbonat gebunden. Wird im Hypolimnion durch tropholytische Prozesse Kohlendioxid wieder freigesetzt, so kann das gefällte Calciumkarbonat schon während des Sedimentationsprozesses – spätestens in Sedimentnähe – wieder in Lösung gehen.

Die in Sedimentnähe unterschiedlich hohen CO₂-Konzentrationen im Borkener See könnten die Vermutung zulassen, daß der Einbau von Kohlendioxid durch photoautotrophe Organismen und damit die Produktivität 1995 höher lag als 1994. Dies wird jedoch durch das mittlere Phytoplanktonbiovolumen dieser Jahre nicht bestätigt.

Die nur geringen Differenzen des anorganischen Gesamtkohlenstoffgehaltes von der Oberfläche bis in Grundnähe im Borkener See sind charakteristisch für oligotrophe Seen (Kap. 4.3.13). In eutrophen Seen steigt die Konzentration mit zunehmender Tiefe bei gleichzeitig sinkendem pH-Wert deutlich an (WETZEL 1983).

Eine spezielle Vertikalverteilung zeigt sich in kalkreichen Seen, in denen tiefenabhängig nur geringe pH-Absenkungen zum Zeitpunkt der thermischen Schichtung meßbar sind (WETZEL 1983). Damit verbunden ist jedoch ein deutlicher Abfall des Gesamtkohlenstoffgehaltes (überwiegend durch Hydrogenkarbonatverringerung) im Epilimnion und ein leichter Anstieg im Hypolimnion gegen Ende der Sommerstratifikation. Diese Charakteristika stimmen nicht mit den Befunden des Borkener Sees überein. Die vertikale Dynamik des anorganischen Kohlenstoffes und des pH-Wertes folgt der typischen Verteilung oligotropher Seen. Offensichtlich ist die vertikale Verfrachtung von anorganischem und organischem Kohlenstoff (Kalzitfällung, Dekomposition) im Borkener See verhältnismäßig gering, so daß keine extreme Anreicherung von anorganischem Kohlenstoff in Sedimentnähe stattfindet.

5.2.14 Chlorid

Natürliche Chlorid-Konzentrationen variieren untergrundbedingt von Region zu Region. Norddeutsche Weichwasserseen weisen 43,5 mg/l Chlorid auf, während für Seen der schwedischen Bergregion 9,5 mg/l und für den eutrophen Little Crooked Lake in Indiana 14 - 20 mg/l Chlorid angegeben werden (WETZEL 1983). Der Chlorid-Gehalt des Borkener Sees mit 16 mg/l ist vergleichbar mit dem letztgenannten Seen. WESTERMANN (1993) gab für die Jahre 1988 bis 1990 Werte zwischen 20 bis 40 mg/l Chlorid an, während 1991 von BOHLE et al. (1993) 14 - 18 mg/l Chlorid nachgewiesen wurde. Obwohl in alternden Tagebauseen eine Abnahme der Chlorid-Konzentrationen zu verzeichnen ist (HERBST 1966, PIETSCH 1979), kann dies für den Borkener See nicht als Ursache für die Differenzen zwischen den Werten von 1988-1990 und den späteren angesehen werden, da es sich um eine Abnahme von 10 bis 20 mg/l innerhalb eines Jahres handelt. Vermutlich sind die Gründe eher in der unterschiedlichen Methodik zu suchen. WESTERMANN (1993) bestimmte die Chlorid-Konzentration spektrometrisch, während die Werte von 1991 und 1993 bis 1995 titrimetrisch nach DEV (1996) bestimmt wurden.

5.3 TROPHIEKLASSIFIKATION UND BEWERTUNG

Im Rahmen einer zunehmenden Eutrophierung der Seen wurden vor allem in den 50er bis 70er Jahren verschiedene Berechnungsverfahren zur Trophieklassifikation, denen die Qualitätsmerkmale des Seewassers zu Grunde lagen, ent- und weiterentwickelt (z.B. OHLE 1955, DILLON & RIGLER 1974, CARLSON 1977, SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978, FORSBERG und RIDING 1980, OECD 1982, SCHRÖDER 1991). Später wurden zusätzlich Einstufungen für das Phytoplanktonbiovolumen (BRETTUM 1989, TGL 1982) entwickelt.

Außer drei Einzelparametereinstufungen wurden in der vorliegenden Arbeit die Berechnungsverfahren der OECD (1982), von FORSBERG & RIDING (1980), CARLSON (1977) und SCHRÖDER und SCHRÖDER (1978) und für das Phytoplanktonbiovolumen die Klassifikation von BRETTUM (1989) und der TGL (1982) verwendet.

5.3.1 Einzelparameter

5.3.1.1 Sauerstoff-Konzentration

Schon früh wurden an Hand des Verlaufes der tiefenabhängigen Sauerstoff-Konzentration eutrophe und oligotrophe Seen voneinander getrennt (THIENEMANN 1928, ELSTER 1958). Ein orthogrades Tiefenprofil mit einer gleichbleibend hohen Sauerstoffsättigung, wie es für oligotrophe Seen beschrieben wurde (WETZEL 1983), ist selten in der Reinstform vorzufinden. LAMPERT & SOMMER (1993) beschreiben das Sauerstoffprofil des Königssees mit leicht abnehmenden Sauerstoff-Konzentrationen in größeren Tiefen, aber mit einer Sättigung von mindestens 50 % über dem Sediment als typisch für einen oligotrophen See. Das Tiefenprofil des Borkener See mit einer Sättigung von über 60 % kann unter dieser Voraussetzung ebenfalls als O₂-Profil eines oligotrophen Sees eingestuft werden.

5.3.1.2 Silikat-Konzentration

Das Tiefenprofil der Silikatverteilung des Borkener See mit einem leicht ansteigenden Silikatgehalt mit zunehmender Tiefe gilt als typisch für einen oligotrophen See (WETZEL 1983). Eutrophe Seen besitzen dagegen einen stark ausgeprägten Gradienten vom Epi- zum Hypolimnion und können besonders im Sommer eine starke Silikat-Verarmung im Epilimnion aufweisen.

5.3.1.3 Sichttiefe

Zusammenhänge zwischen SECCHI-Sichttiefe, Strahlungsintensität, Chlorophyll a-Gehalt und Phytoplanktonbiovolumen wurden im Rahmen der Arbeiten zur Trophie-Klassifikation von

verschiedenen Autoren untersucht (z. B. LAMPERT & SCHÖBER 1978, TILZER 1988, FORSBERG & RIDING 1980, OECD 1982).

Im Borkener See war die Sichttiefe lediglich hoch signifikant mit dem Gesamtbiovolumen, nicht aber mit der Chlorophyll-a-Konzentration korreliert (Kap. 4.4 und Kap. 4.5.3).

In den Anfangsjahren der Untersuchung zeigte sich im Borkener See vermutlich unter dem Einfluß der mineralischen Trübung eine verminderte Sichttiefe. Der Einfluß der Trübung war im Einzelnen nicht abschätzbar.

5.3.2 Trophie-Indices

5.3.2.1 OECD (1982)

In der Zusammenfassung der OECD (1982) wird aus zahlreichen Untersuchungen eine Wahrscheinlichkeit für den trophischen Zustand eines Sees aufgrund umfangreicher Seendaten abgeleitet. Nach dieser Einstufung weisen die mittleren Gesamt-Phosphat-Konzentrationen (Kap. 4.3.7) des Borkener Sees mit einer Wahrscheinlichkeit von 60-63 % auf einen oligotrophen und mit einer Wahrscheinlichkeit von 27-32 % auf einen mesotrophen Zustand hin (Abb. 86). Für die maximale Chlorophyll-a-Konzentration wird für die PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ die Wahrscheinlichkeit eines oligotrophen Zustandes mit 60-80 % und eines mesotrophen Zustandes mit 18-35 % angegeben (Kap. 4.4). Bezüglich der SECCHI-Sichttiefe besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit für den mesotrophen Bereich (40-54 %), während für den eutrophen Zustand eine mittlere Wahrscheinlichkeit (45-22 %) und für den oligotrophen eine geringe Wahrscheinlichkeit (5-27 %) besteht (Kap. 4.3.1).

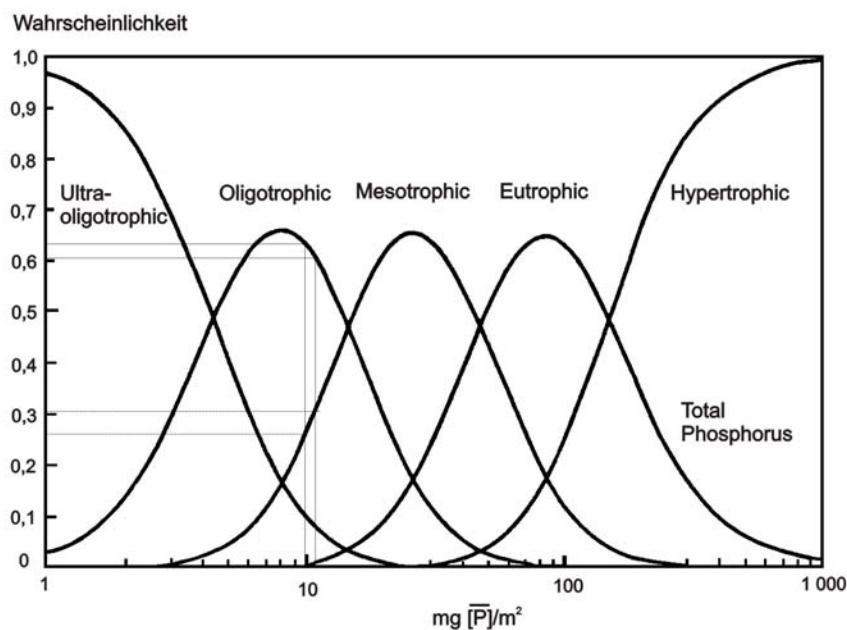


Abb. 86: Wahrscheinlichkeit zwischen mittlerer jährlicher Gesamt-Phosphat-Konzentration und der Trophie eines Sees (verändert nach OECD 1982). Die dünnen Linien zeigen die Einstufung des Borkener Sees.

5.3.2.2 FORSBERG & RIDING (1980)

Die Trophieklassifikation nach FORSBERG & RIDING (1980) zeigte trotz der unterschiedlichen Einstufung bezüglich der drei Parameter (Sichttiefe, Chlorophyll a, TP-Konzentration) eine Tendenz zum oligotrophen- bis oligo-mesotrophen Zustand des Sees an (Tab. 30, Trophieabstufung siehe Anhang 24).

Tab. 30: Trophieklassifikation der Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a und TP-Konzentration des Borkener Sees nach FORSBERG & RIDING (1980).

Jahr	Sichttiefe	Chl a-Konzentration	TP-Konzentration
1994	mesotroph	oligotroph (eutroph*)	oligotroph
1995	oligotroph	oligotroph	oligotroph
1996	oligotroph	oligotroph	oligotroph
1997	oligotroph	oligotroph	oligotroph

* die unkorrigierten Werte nach HOLDEN (1976) ergeben eine Einstufung in die Trophiestufe eutroph.

5.3.2.3 Trophic State Index (TSI) nach CARLSON (1977)

Der Trophic State Index (TSI) von CARLSON (1977) wurde als multivariater Index von 0-100 entwickelt. Der TSI ermöglicht es, Diskrepanzen zwischen den drei Parametern Sichttiefe, Chlorophyll a und TP-Konzentration aufzuzeigen (Trophieklassifikation Anhang 25, Berechnungsformeln Anhang 26). Die Indices sind so berechnet, daß für die drei Parameter idealerweise übereinstimmende Werte vorhanden sind. Falls die Indices der Parameter nicht parallel verlaufen, sollte eine weitergehende Untersuchung des entsprechenden Sees erfolgen. Jede höhere 10-er Stufe des TSI bedeutet eine Verdoppelung der Biomasse.

Die TSI-Werte für die drei Parameter des Borkener Sees liegen zwischen 31 und 54 (Tab. 31). Dies bedeutet eine relativ hohe Diskrepanz zwischen den drei Parametern. Wird berücksichtigt, daß der Chlorophyll a-Wert 1994 lediglich aufgrund des HOLDEN-Verfahrens so hoch liegt und wird daher durch den Korrekturfaktor 4 geteilt (Kap. 4.4), reduziert sich die Differenz auf 10 TSI-Einheiten. Bis auf eine Ausnahme liegen alle TSI-Werte zwischen 30 und 40. CARLSON (1977) gibt zu den TSI-Werten keine direkten trophischen Einstufungen, verbindet jedoch TSI-Werte über 40 mit einem mesotrophen bis eutrophen Status.

Tab. 31: Mittelwerte des TSI nach CARLSON (1977) für Sichttiefe, Chlorophyll a und TP-Konzentration für 1994 - 1997.

Jahr	Sichttiefe		Chlorophyll a-Konzentration		TP-Konzentration	
	[m]	TSI	[µg/l]	TSI	[µg/l]	TSI
1994	4	40	3 (11*)	40 (54*)	10	37
1995	4,7	38	1	31	10	37
1996	6,5	33	2	37	12	40
1997	5,9	34	3	41	11	39

* Chlorophyll a-Bestimmung nach HOLDEN (1976)

Für den Borkener See soll auf die TSI-Differenzen zwischen den drei Parameter eingegangen werden (Abb. 87). Beachtet werden muß, daß steigende Sichttiefen den TSI-Wert verringern, während ansteigende Phosphat- oder Chlorophyll-Konzentrationen den TSI erhöhen.

Der TSI der drei Parameter variierte im saisonalen Verlauf von 27 bis 50. Die größten Differenzen wiesen die Werte der drei Parameter im 1. Halbjahr 1995 auf.

Im Herbst 1994 stieg der TSI-Wert der Sichttiefe aufgrund geringer Sichttiefen, die allerdings nicht auf erhöhte Windgeschwindigkeiten zurückgeführt werden können, an (Kap. 4.1.3, Kap. 4.3.1). Eine große Diskrepanz der TSI-Werte wurde auch im 2. Halbjahr 1997 zwischen Sichttiefe und Chlorophyll a festgestellt, da die Chlorophyll-Konzentration zum Sommerende aufgrund der hohen Sonnenscheindauer ähnlich wie Ende 1994 anstieg. Die hohen Sichttiefen verringerten jedoch den TSI der Sichttiefe in 1997, so daß die Differenzen zwischen den TSI-Werten Chlorophyll und Sichttiefe dadurch erklärbar sind. Der TSI-Wert von Chlorophyll nahm mit Ausnahme von 1995 im Frühjahr und im Herbst jeweils höhere Werte an. Dies dürfte mit der Dominanz der Nanoplanktonalgen zu diesen Zeitpunkten und deren höherem Chlorophyll-Gehalt zusammenhängen (Kap. 4.4).

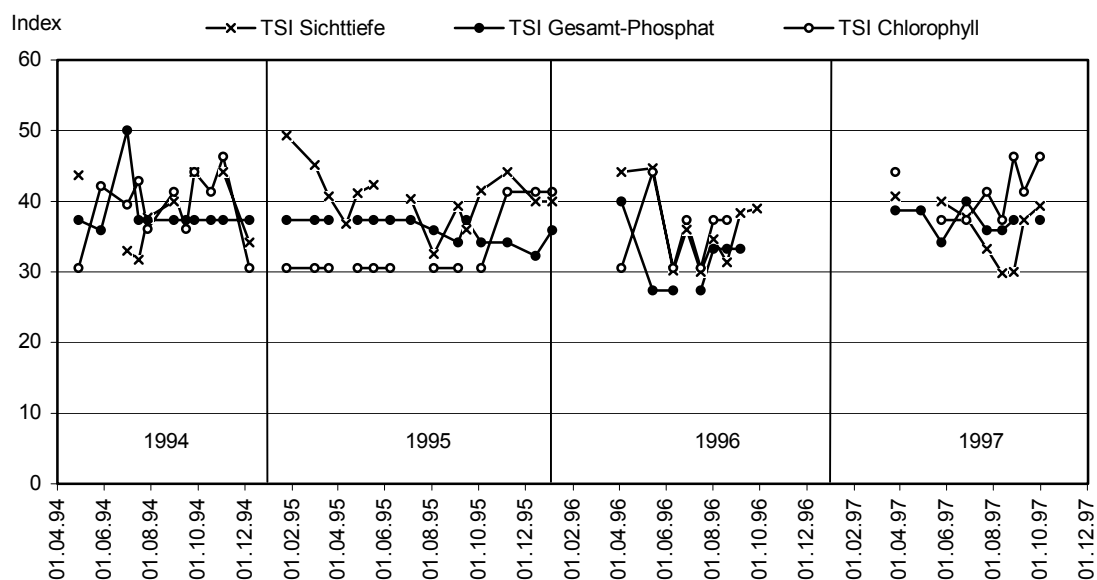


Abb. 87: Entwicklung des TSI der drei Parameter Sichttiefe, Gesamt-Phosphat und Chlorophyll in den Untersuchungsjahren 1994 bis 1997.

Der paarweise Vergleich der Parameter miteinander ergab, daß die TSI-Werte der Sichttiefe signifikant höher lagen als die TSI-Werte von Phosphat (WILCOXON-Test, Asymptotische Signifikanz 2-seitig 0,012). Vermutlich sind aufgrund der Trübung des Wassers durch Uferabbrüche in den ersten beiden Untersuchungsjahren die TSI-Werte für die Sichttiefe noch nicht im Gleichgewicht mit den Phosphat-Konzentrationen gewesen. Es besteht für alle drei TSI-Werte kein eindeutiger Trend zum Anstieg oder Abfall im Verlauf der Untersuchungsperiode.

5.3.2.4 Produktionsabschätzung nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978)

SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) verwenden zur Berechnung des Auf- und Abbaues organischer Substanz die Parameter Sonnenscheindauer, Seeoberfläche, Seetiefe, Wassertemperatur, Ammonium-Konzentration, TP-Konzentration und Chlorophyll-a-Konzentration. Das Berechnungssystem ermöglicht aus dem Verhältnis des trophogenen und des tropholytischen Aspektes eines Sees eine Einstufung der trophischen Verhältnisse. Das System nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) stellt eine ausführliche Produktionsabschätzung dar, die allerdings an eine sehr umfangreiche Meßgrundlage gebunden ist. Da für den Borkener See fast vollständige Jahresmessungen vorliegen, die durch Interpolation weniger Werte ergänzt werden konnten, wurde diese Berechnung anhand der folgenden Formeln durchgeführt (Tab. 32).

Die theoretische Chlorophyll-a-Konzentration ergibt sich aus der Formel:

$$1,96 P^{0,229} \Delta S^{1,325} t_{0-10}^{0,608} z^{0,321} + 0,308 \quad (1)$$

und beschreibt die trophogene Situation und damit den „Faktorenkomplex Aufbau“ des jeweiligen Sees.

Die tropholytische Situation oder der „Faktorenkomplex Abbau“ kann zum einen über die gemessene Chlorophyll-a-Konzentration berechnet werden:

$$8,276 \text{ Chl } a^{0,771} t_G^{0,815} z_{m-10}^{-0,701} - 1,93 \quad (2)$$

zum anderen aber auch über den Ammonium-Stickstoff-Anteil:

$$3,319 \% \text{NH}_4\text{-N}^{0,350} A_0^{0,0885} t_G^{-0,203} + 0,0197 \quad (3),$$

wobei:	P	Gesamt-Phosphat in der 10-m-Schicht
	ΔS	Abweichung der Sonnenscheindauer vom langjährigen örtlichen Mittelwert (= 1,000)
	t_{0-10}	Jahresmittel der Temperatur in der 10-m-Schicht
	z	mittlere Tiefe
	Chl a	Jahresmittelwert Chlorophyll a
	t_G	Jahrestemperatur am Seeboden
	z_{m-10}	Maximaltiefe des Sees minus 10 m
	$\% \text{NH}_4\text{-N}$	Ammoniumstickstoff als Anteil des anorganischen Stickstoffs
	A_0	Seefläche

Die Abbau- und Aufbaukoordinaten liegen für die vier untersuchten Jahre im Borkener See im mesotrophen linken unteren Bereich des „Koordinatensystems Aufbau/Abbau“ (Abb. 88), d. h. der Aufbau – erkennbar an den Quotienten größer 1 – überwiegt, d. h. die tropholytische Seite wird entlastet.

Tab. 32: Koordinaten des Auf- und Abbaues und der Quotienten nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978). Zahlen in Klammern geben die zugrunde gelegten, im Text angegebenen Formeln an.

Jahr	Aufbau (1)	Abbau (2)	Abbau (3)	Quotient (1) : (2)	Quotient (1) : (3)
1994	5,09	3,75	3,19	1,36	1,60
1995	5,09	1,84	2,98	2,77	1,71
1996	4,23	2,81	3,20	1,50	1,32
1997	5,97	3,81	3,25	1,57	1,84

Dies ist z. B. bei Talsperren mit einer Tiefenwasserentnahme der Fall, indem Wasser mit organischer Substanz entnommen wird, welche nicht mehr von den Destruenten des Sees remineralisiert werden muß. Aber auch bei Seen mit einem Zufluß an sauerstoffreichem Wasser wird die tropholytische Seite entlastet und der Aufbau an organischer Substanz ist höher als der Abbau.

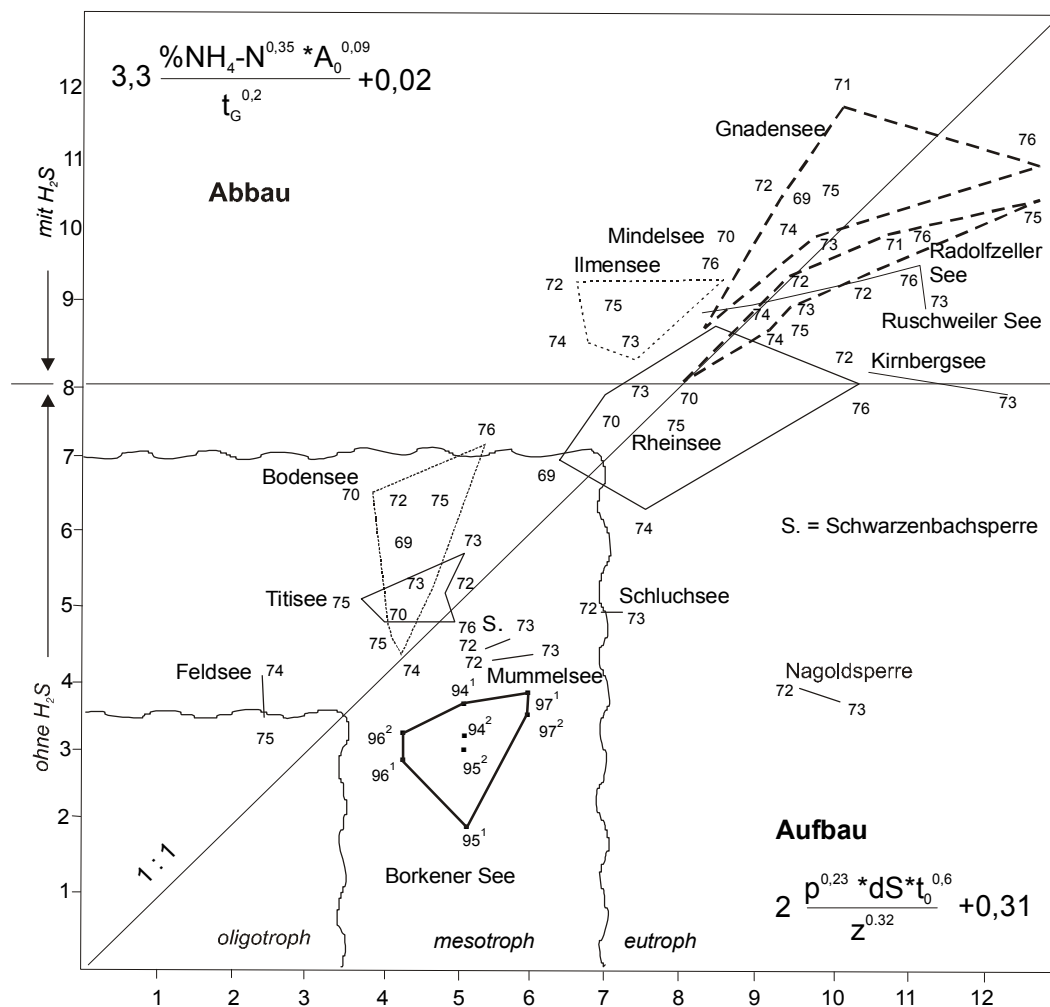


Abb. 88: Jahresposition der Seen im „Koordinatensystem Aufbau/Abbau“ einschließlich der vier Jahrespositionen des Borkener Sees (verändert nach SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978). Bei den gekennzeichneten Jahreszahlen wurde der Abbau mit Hilfe der ¹ Chlorophyll-Konzentration bzw. der ² Ammonium-N-Konzentration berechnet.

Eventuell überwog der Aufbau im Borkener See, da der See überwiegend aus Grundwasser gespeist wurde und wird und somit ständig unbelastetes Wasser zufließt. Gleichzeitig war 1994 und 1995 noch kein Abfluß vorhanden, da der maximale Wasserstand noch nicht erreicht war. Auch diese Situation könnte zu dem Überwiegen des Aufbaues geführt haben, da noch kein Gleichgewicht zwischen dem Zu- und Abfluß des Sees bestanden hat.

SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) haben die Abgrenzung der Trophie-Stufen oligo-, meso- und eutroph nach dem Teilungsverhältnis der untersuchten Seen bei 3,5 : 7 : 14 vorgenommen. Danach würde der Borkener See zum mesotrophen Spektrum gehören. Die Autoren schränken jedoch ein, daß sich beim Zugrundelegen einer anderen Datenbasis die Einstufung ändern könne. So grenzen beispielsweise DOBSON et al. (1974) nach Chlorophyll-Daten der großen kanadischen Seen den oligo-/mesotrophen Bereich bei 4,4 und den meso-/eutrophen Bereich bei 8,8 ab, so daß der Borkener See in den Übergangsbereich oligotroph-mesotroph fiele.

5.3.2.5 Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989) und der TGL (1982)

Trophieindikationssysteme auf der Grundlage der qualitativen, der quantitativen und/oder der volumenmäßigen Zusammensetzung des Phytoplanktons existieren von verschiedenen Autoren (HEINONEN 1980, HÖRNSTRÖM 1981, ROSÉN 1981, TGL 1982, BRETTUM 1989). Trophie-Indikatorarten wurden u.a. von TEILING (1955) und RAWSON (1956) zusammengestellt. Die Trophiebestimmung an Hand des Gesamtbiovolumens erfolgte für den Borkener See mit Hilfe der Trophieklassifikation von BRETTUM (1989) und von der TGL (1982), da bei diesen beiden Verfahren die monatlichen Biovolumina im Sommer Berücksichtigung finden und so für alle vier Untersuchungsjahre die Trophiezuordnung für den Borkener See möglich war.

Nach BRETTUM (1989) finden sowohl die Spitzenwerte als auch die durchschnittlichen Werte des Biovolumens der Vegetationsperiode von Mai bis September Berücksichtigung und können einer siebenstufigen Trophieskala zugeordnet werden (Anhang 27). Die TGL (1982) der ehemaligen DDR stellt eine sechsstufige Skala dar, die im Vergleich dazu den eutrophen Bereich weiter unterteilt (Anhang 28). Für die Berechnung der TGL werden die Mittelwerte von April bis September berücksichtigt. Die Trophiezuordnung der in Tab. 18 genannten Spitzen- und Durchschnittswerte der Biovolumina ist in Tab. 33 zusammengestellt.

Die Gesamtbiovolumina von 1995 bis 1997 des Borkener Sees erlauben bei der Trophieklassifikation der TGL eine Zuordnung zum oligotrophen Bereich. Es gehören hiernach alle Mittelwerte von April bis September, die geringer als 1.500.000 $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ sind, zum oligotrophen Bereich.

Da die Skala von BRETTUM (1989) den oligo- bis mesotrophen Bereich stärker differenziert, ist sie für die Zuordnung des Borkener See hinsichtlich der Trophiestufe besser geeignet.

Tab. 33: Trophieklassifikation des Phytoplanktonbiovolumens des Borkener Sees nach BRETTUM (1989) und TGL (1982).

Jahr	BRETTUM (1989)		TGL (1982)
	Gesamtbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$]	Gesamtbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$]	Gesamtbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$]
	Spitzenwerte	Mittelwerte Mai - September	Mittelwerte April - September
1994	oligotroph	-	-
1995	oligotroph	oligotroph	oligotroph
1996	oligotroph	oligotroph	oligotroph
1997	oligotroph	oligomesotroph	oligotroph

Für die Spitzenwerte ergab sich eine Zuordnung zum oligotrophen Bereich. Für die Mittelwerte von Mai bis September ergab sich eine ähnliche Situation. Lediglich das Biovolumen 1997 von $427.779 \mu\text{m}^3/\text{ml}$ lag im oligomesotrophen Bereich.

Durch das differenziertere Modell von BRETTUM (1989) ergab sich folgende weitergehende Aussage: Der Borkener See gehörte im Untersuchungszeitraum an Hand der Biovolumenberechnung zu der Gruppe der oligotrophen Seen. Unter günstigen Voraussetzungen (z.B. höhere Sonnenscheindauer, längere und windstille Einstrahlungsperioden) kann ein höheres Phytoplanktonbiovolumen gebildet werden, so daß aufgrund der Mittelwerte die oligomesotrophe Zuordnung erfolgen kann.

5.3.3 Bewertung der trophischen Situation

Die Trophieklassifikation nach qualitativen und quantitativen Verfahren ergab voneinander abweichende Einstufungen. Die Klassifikationen, basierend auf verschiedenen abiotischen Parametern und dem Phytoplankton, ergaben überwiegend die Zuordnung zur oligo- bis oligomesosapoben Trophiestufe. Ausnahmen bilden diejenigen Klassifikationsmodelle, bei denen die besondere Situation des Borkener Sees (geringe Sichttiefen durch den Wasserspiegelanstieg und fehlender Überlauf in 1994 und 1995) stärker in die Berechnung eingeht (SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978, FORSBERG & RIDING 1980).

Auch weitere Ende der 90er Jahre durchgeführte Trophieklassifikationen an Hand des Benthos (BOHLE et al. 1997, BOHLE et al. 1998, SCHNABEL & BOHLE 1998), der benthischen Diatomeen (HOFMANN 1996, BOHLE et al. 1998) und der Makrophyten (TRAPP 1995) führten zu divergierenden Einstufungen.

Die Untersuchung des Benthos und der Trophieeinstufung wurde vor allem unter Berücksichtigung der Oligochaeten und Chironomiden vorgenommen. Die trophierelevanten Parameter Dichte und Artenzusammensetzung ergaben auch hier eine voneinander abweichende Einstufung. Besonders die geringe Abundanz der beiden Taxa im Profundal wies auf ein

geringes Nahrungsangebot in dieser Tiefenzone und damit auf einen produktionsarmen pelagischen Lebensraum hin.

Die Biozönosen der Chironomiden und Oligochaeten charakterisierten den Borkener See (Berechnungen nach FITTKAU et al. 1992 und PROBST 1987) als meso- bis eutroph, lediglich der Trophie-Index des Litorals und Profundals ergab für die Oligochaeten eine oligotrophe Einstufung. Die unter den Oligochaeten nachgewiesenen Tubificiden-Arten gelten alle als eutraphent. Auch die Indikatorarten unter den vorhandenen Chironomiden-Taxa sind typischerweise in schwach eutrophen Seen zu finden. Zahlreiche weitere Chironomiden-Arten waren als eurytop in der Literatur beschrieben.

HOFMANN (1996) charakterisierte 1995 und 1996 die Pelagialprobestelle ‚Boje‘ aufgrund der Diatomeengesellschaft als oligotroph, während die Probestellen des Litoralbereiches des Hauptbeckens im Mai und Oktober einen oligo-mesotrophen oder mesotrophen Charakter aufwiesen. Die 1997 durchgeführte Untersuchung der Flachwasserzone ergab eine den dort gemessenen TP-Konzentrationen (Abb. 23) entsprechende Abstufung. An der Probestelle im Übergangsbereich Pelagial/Flachwasserzone wurde basierend auf der Diatomeengesellschaft ein mesotropher und im September 1997 ein oligotropher Status festgestellt. Die weiteren zwei Flachwasserprobestellen wurden als meso- bis eutroph charakterisiert.

Benthische Diatomeen können sehr rasch auf sich verändernde Umweltbedingungen – speziell Nährstoffsituationen – reagieren. Sie gelten als besonders gute Kurzzeitindikatoren, die auch saisonale Schwankungen anzeigen können. Der Makrophytenbewuchs dagegen spiegelt länger wirkende Standortfaktoren in einem See wider. Die Kartierung von TRAPP (1995) ergab neun Arten im Borkener See, die als meso- bis eutraphente Arten oder trophisch unspezifische Arten bekannt sind. Lediglich *Chara fragilis* und *Potamogeton lucens* gelten als Arten, die nährstoffärmere Bedingungen bevorzugen. TRAPP (1995) betonte, daß für das Vorkommen und die Verbreitung der Makrophyten-Arten im Borkener See die Sedimentation und die wechselnden Regionen der Wasserbewegung durch den Wasserspiegelanstieg eine große Rolle spielen könnten.

Für den Borkener See ist eine Differenzierung vorzunehmen, da die untersuchten biologischen Trophieparameter unterschiedlichen Lebensräumen im See angehören.

So läßt sich das Pelagial als nährstoffarm und oligotroph charakterisieren, was durch ein geringes Phytoplanktonbiovolumen und die benthischen Diatomeen an der PS ‚Boje‘, die Nährstoffe aus dem Freiwasser beziehen, belegt werden kann.

Die Trophie-Indices der pflanzlichen (Makrophyten) und tierischen Sedimentbesiedler (Oligochaeten, Chironomiden) des Litorals tendierten zum meso- bis teilweise eutrophen Zustand, diejenigen des Profundals jedoch wieder zum oligotrophen Bereich. Dies läßt die Vermutung zu, daß die Nährstoffbalance zwischen Sediment und Freiwasser eventuell aufgrund des gestiegenen Wasserspiegels und der überfluteten terrestrischen Vegetation zu den verschiedenen Untersuchungszeitpunkten noch nicht ausgeglichen war. Allerdings wurde von BOHLE et al (1997) weder eine erhöhte Phosphat-Konzentration noch ein hoher Gehalt an organischem Kohlenstoff in den Litoral- und Profundalsedimenten festgestellt. Die Konzentrationen entsprachen denen oligotropher Seen.

Divergierende Trophie-Einstufungen für ein Gewässer liegen von SEELE & RAEDER (2000) für Makrophyten und Diatomeen und von HOEHN & KNOPF (2000) für verschiedene Klassifikationsverfahren bezüglich wesentlicher abiotischer Parameter und für das Phytoplankton-biovolumen vor.

Die Differenzen in der Klassifizierung ergeben sich zum einen durch die Auswahl der Seen, die für die Eichung eines Verfahrens verwendet werden. Von FORSBERG & RIDING (1980) wurden beispielsweise Seen verwendet, die zum großen Teil durch Abwassereinleitungen eutrophiert waren. Es ergibt sich dadurch für nährstoffarme Seen eine relativ positive Einstufung. Auch die Einstufung nach der TGL (1982) ergibt ein relativ positives Bild bezüglich der Trophie.

Zum anderen ist für viele Verfahren (z. B. BRETTUM 1989) die Übertragbarkeit auf mitteleuropäische Verhältnisse und Datensätze nicht immer gewährleistet, da die Trophie-Klassifikation an Hand skandinavischer oder nordamerikanischer Seen vorgenommen wurde. HOEHN & Knopf (2000) forderten daher eine Validierung der Trophie-Klassifikationsverfahren auf der Basis bundesdeutscher Seendaten.

Insgesamt belegen die Ergebnisse des Borkener Sees einen Trophiestatus, der weder als meso- noch als eutroph bezeichnet werden kann, sondern wesentliche Kennzahlen (Phytoplanktonbiovolumen, TP-Phosphat, Chlorophyll a, Abundanz der Benthosorganismen im Profundal, benthische Diatomeen des Pelagials usw.) weisen auf einen oligotrophen Zustand hin. Eine Stabilisierung und auch Angleichung der weiteren Parameter (Biozönose der Chironomiden und Tubificiden, Makrophyten, benthische Diatomeen des Litorals) wird unter den nun gleichbleibenden hydrologischen Bedingungen und mit dem zunehmenden Alter des Sees und der damit verbundenen Chance der Ansiedlung neuer Arten erwartet.

5.4 PHYTOPLANKTON

5.4.1 Einfluß der abiotischen Faktoren auf die Entwicklung des Phytoplanktons

5.4.1.1 Lichtverfügbarkeit

Zur Abschätzung des Lichtangebotes für Phytoplankter im Zeitraum 1994 bis 1997 wurde die Sonnenscheindauer pro Tag verwendet.

Die Unterschiede in den Sonnenscheinsummen der einzelnen Jahre spiegeln sich in der Höhe des mittleren jährlichen Phytoplanktonbiovolumens und der Spitzenwerte der Jahre 1994 bis 1997 wider. Die Sonnenscheindauer ist damit stärkster direkter Einflußfaktor für die Höhe des Phytoplanktonbiovolumens. (Kap. 4.5.3.4).

Würde eine Nährstofflimitierung eine entscheidende Rolle für die Höhe des Phytoplanktonbiovolumens gespielt haben oder hätten planktivore Organismen das Gesamtbiovolumen zu bestimmten Zeitpunkten entscheidend dezimiert, wäre die Korrelation vermutlich weniger stark oder gar nicht vorhanden gewesen.

Eine strahlungsabhängige Phytoplanktodynamik während des Frühjahrsmaximums beschrieb NEALE et al. (1991) im Lake Windermere für die Kieselalge *Asterionella formosa* und Chlorophyll a. Die Korrelation der Globalstrahlung mit den Phytoplanktondaten der Frühjahrsblüte im Bodensee ergab einen moderaten Einfluß. Die Phytoplanktonentwicklung wurde durch Schlechtwetterperioden vor allem Windeinflüsse modifiziert bzw. wieder unterbrochen (GAEDKE et al. 1998).

Die Entwicklung der SECCHI-Sichttiefe im Borkener See zeigte einschließlich der Untersuchungen von TEICHMANN & SCHMIDT (1984), MEINEL (1987) und WESTERMANN (1993) zwischen 1983 und 1997 einen deutlichen Trend zur Erhöhung.

5.4.1.2 Durchmischungstiefe und euphotische Tiefe

Das Verhältnis Durchmischungstiefe zur euphotischen Tiefe bestimmt wesentlich die Licht- und Nährstoffverfügbarkeit für Phytoplankter und ist ein Charakteristikum von Seen.

Die euphotische Zone hat sich im Borkener See von 1994 bis 1997 leicht erweitert (Kap. 4.3.2, Abb. 12). Die Durchmischungstiefe (z_{mix}) war während der Stagnationsphase in fast allen Untersuchungsjahren niedriger als die euphotische Zone (z_{eu}). Potentiell ist die Zone zwischen z_{mix} und z_{eu} im Hinblick auf die Lichtverfügbarkeit von Algen nutzbar. Allerdings muß nach REYNOLDS (1992) davon ausgegangen werden, daß aufgrund der fehlenden Durchmischung und Turbulenzen eine hohe Verlustrate durch Sedimentation für die meisten Algentaxa in dieser Zone existiert. Diejenigen Algengruppen, die sich bevorzugt in tieferen Wasserschichten aufhalten können, sind z. B. schwachlichtadaptierte Diatomeen, die aktiv über physiologische Mechanismen die Tiefe des Aufenthaltsorte bestimmen (SMETACEK

1985) oder Cyanophyceen, die dies durch Gasbildung vor allem in Nährstoffmangelsituationen erreichen (SCHWOERBEL 1993). Vor allem bei den Diatomeen des Borkener Sees dürften die Verluste bei fehlenden Turbulenzen durch die aktive Steuerungsmöglichkeit und die kleinen Größenklassen mit entsprechend geringen Sinkgeschwindigkeiten nicht hoch sein.

Die Abnahme des freien Kohlendioxids belegt eine Photosyntheseaktivität im Epilimnion bis 8 m im Juli 1994 und 1995, an anderen Sommerprobeterminen sogar bis 16 m (Kap. 4.3.13). Die -Kohlendioxid-Abnahme des und die metalimnische Sauerstoff-Zunahme belegen eine trophogene Situation im Metalimnion und stützen die berechnete Tiefe der euphotischen Zone nach TILZER (1988) in Kap. 4.3.2.

Auch die Tiefenzonierung am 9.9.1997 zeigte deutlich, daß trotz der relativ geringen Mächtigkeit des Epilimnions (8 m) bei einer euphotischen Tiefe von 11,5 m noch 25 % des Biovolumens unterhalb der durchmischten Zone vorhanden war (Kap. 4.5.7).

Dies betraf außer den Diatomeen auch die Dinophyceen und Cryptophyceen, deren Anteil in der Tiefe von 10/14 m ebenfalls nicht abgenommen hatte. Die beiden Gruppen beinhalten zahlreiche aktiv bewegliche Flagellaten. Die μ -Algen allerdings scheinen entweder auf ein gutes Lichtangebot oder Turbulenzen angewiesen zu sein. Diese Algenfraktion wurde in höherer Abundanz nur im Epilimnion angetroffen. Diese Ergebnisse sind mit den Untersuchungen zur Strahlungsadaption verschiedener Algengruppen von RICHARDSON et al. (1983) konsistent. Nach diesen experimentellen Untersuchungen benötigen Diatomeen die niedrigsten Photonenflußdichten, um Photosynthese betreiben zu können. Für Cyanophyceen, Cryptophyceen und Dinoflagellaten liegt der Bedarf höher.

Die Gruppe der Cryptophyceen hielt sich während der Vertikaluntersuchung am 11.4.1995 (Kap. 4.5.6.1) bevorzugt im Tiefenbereich von 0-10 m auf, während die Dinophyceen mit den mixotrophen Arten in größeren Tiefen – sogar bis 44 m (Kap. 4.5.6.2) – zu finden waren. Die schwachlichtadaptierten Diatomeen werden jedoch im Gegensatz zu den drei genannten Taxa erst bei sehr hohen Photonenflußdichten gehemmt. Dies ermöglicht besonders bei Turbulenzen der Wassersäule und einer Verfrachtung in oberflächennahe Wasserschichten noch eine Photosynthesetätigkeit. Chlorophyceen benötigen sehr hohe Photonenflußdichten zur Photosynthese, werden aber erst bei ausgesprochen hohen Photonenflußdichten gehemmt.

Diese unterschiedlichen Lichtansprüche führen in windarmen Zeiten häufig zur Einnischung bestimmter Algengruppen in diskreten Tiefen. Dies ist vor allem bekannt von Diatomeen (*Cyclotella*), Dinoflagellaten (*Ceratium*, *Gymnodinium*, *Cryptomonas*, *Dinobryon*), Blaualgen (*Oscillatoria*) aber auch von der Grünalge *Chlamydomonas* (HAPPEY-WOOD 1976, WILLÉN 1991, LINDHOLM 1992).

Das geringe Biovolumen der Chlorophyceen im Borkener See könnte durch oberflächennahe Turbulenzen und damit einer hohen Durchmischungstiefe bedingt sein.

5.4.1.3 Nährstoff- und Baustoffversorgung

5.4.1.3.1 Silikat

Der Verlauf der epilimnischen Silikatkonzentration von 1994 bis 1997 ist unter anderem durch ein Absinken der Si-Konzentration im Mai bzw. Juni und im September bzw. im Oktober gekennzeichnet. Die Reduktion war mit einem Anstieg des Gesamtbiovolumens verbunden

Eine signifikante Korrelation konnte jedoch weder zwischen dem Biovolumen bzw. der Zelldichte, der Summe der centrischen und/oder der pennaten Bacillariophyceen noch weiterer einzelner silikatverbrauchender Taxa gefunden werden. Insgesamt war vor allem der Kieselalgenanstieg in den Herbstmonaten nicht mit einem Rückgang der Si-Konzentration verbunden. HERON (1961) stellte ebenfalls zwar eine Abnahme der Si-Konzentration während der Diatomeenblüte im Frühjahr fest, jedoch nicht beim Anstieg der Dichte der Diatomeenzellen während des niedrigeren Herbstmaximums.

Lediglich die Häufigkeit der Nanoplankter war im Borkener See mit der Si-Konzentration korreliert (Kap. 4.5.5.1). Unter ihnen dominierten kleine Centrales-Arten, so daß hier eine Abhängigkeit sichtbar wird. Der Silicium-Gehalt der Diatomeen ist größenabhängig und wachstumsabhängig. Schnelles Größenwachstum führt insbesondere in eutrophen Gewässern zu schwach silikatisierten Kieselalgen. Große Kieselalgen dagegen weisen aufgrund des langsameren Wachstums stärker verkieselte Schalen auf als kleinere Arten (BANSE 1976). Dies würde für eine negative Korrelation des Silikates mit den größeren und langsamer wachsenden pennaten Arten sprechen. Daß eine negative Korrelation mit den kleineren Centrales-Arten vorhanden ist, liegt vermutlich an deren langsamen Wachstum unter Schwachlichtbedingungen und bei niedrigen Wassertemperaturen. Bei marinen Diatomeen wiesen CONLEY et al. (1989) und DURBIN (1977) unter Bedingungen, die geringe Wachstumsraten ergaben, allgemein einen höheren Siliciumgehalt nach.

Silicium-Konzentrationen von ca. 1100 µg/l wie sie im August und September 1997 (Abb. 31) gemessen wurden, können nach MÜLLER (1977) keine Silikatlimitierung für freischwebende Kieselalgen darstellen. MÜLLER (1977) stellte in dem 1975 noch phosphatarmen Schöhsee ein hohes Diatomeenbiovolumen von 1.200.00 µm³/ml bei einer Silicium-Konzentration von 23 µg/l fest. Anschließend fiel das Biovolumen sehr rasch ab. Dies war jedoch nicht mehr auf eine geringe Si-Konzentration zurückzuführen, sondern auf einen o-Phosphat-Mangel.

Für TESSENOW (1966) stellte der Verbrauch gelöster Kieselsäure bis auf 10-20 µg/l einen Totalverbrauch dar, so daß sie limitierender Faktor wird.

So stellt sich in diesem Rahmen die Frage, ob im Borkener See im August und September 1997 die Konzentration an gelöstem Phosphat von unter 5 µg/l limitierend gewesen sei. Dies kann lediglich für Kieselalgenarten gelten, die einen hohen K_s-Wert für Phosphat haben, d. h. nur bei hohen Phosphat-Konzentrationen gute Wachstumsraten besitzen. Häufig haben diese Arten gleichzeitig einen niedrigen K_s-Wert für Silicium und zeigen schon bei geringen

Silikatkonzentrationen ein hohes Wachstum. Dies beträfe vor allem die Gattungen *Cyclotella* und *Stephanodiscus* (SOMMER 1981). Da die kleinen *Cyclotella*-Arten bei geringen P-Konzentrationen im September 1997 stark zugenommen haben, wird auch bei P-Konzentrationen von 3 bis 5 µg/l keine Limitierung vorgelegen haben.

Die Si-Konzentration dürfte demzufolge im Pelagial im gesamten Untersuchungszeitraum keine Wachstumslimitierung bewirkt haben. Auch die niedrigen Si-Konzentrationen im September 1996 und 1997 dürften keine Limitierung dargestellt haben. Das Bacillariophyceen-Biovolumen wurde zu diesem Zeitpunkt überwiegend von centrischen *Cyclotella*-Arten und *Fragilaria angustissima* gebildet.

PADISAK et al. (1998) beschrieben für den oligotrophen Stechlinsee während der Frühjahrs- und Sommermonate einen Rückgang der Silicium-Konzentration auf ca. 400 µg/l Silicium. Im Vergleich dazu traten Silikatlimitierungen im Bodensee vor allem im Frühjahr während des Bacillariophyceen-Maximums auf (SOMMER & STABEL 1983). In eutrophen Seen kann die Si-Konzentration nach Diatomeenblüten bis auf 10 µg/l reduziert sein (GIBSON et al. 2000).

Die Meßwerte in der Flachwasserbucht zeigen im Gegensatz zum Pelagial des Borkener Sees, daß mit 150 µg/l oder 5 µmol/l an der PS 3 ein Niveau erreicht wurde, das für einige Kieselalgenarten eventuell als wachstumslimitierend eingestuft werden kann. Experimentelle Arbeiten auf Artniveau zu diesem Themenkomplex existieren leider bislang nur zu wenigen Arten.

5.4.1.3.2 Phosphat

Phosphat ist im Gegensatz zu Silikat ein Nährstoff, der in Zeiten hoher Konzentrationen von Phytoplanktern in unterschiedlichem Maße gespeichert werden kann, daher sind Aussagen über eventuelle Limitierungen an Hand niedriger o-Phosphat-Konzentrationen mit Vorbehalt zu betrachten. Es sollen besonders die Zeitpunkte, zu denen nicht nachweisbare o-Phosphat-Konzentrationen im Borkener See vorhanden waren (<5 µg/l), näher betrachtet werden.

Das Massenauftreten von *Dinobryon* im Borkener See von Ende Juni bis Mitte Juli 1994 und von Anfang August bis Mitte September 1995 wurde zu Zeitpunkten beobachtet, an denen kein Phosphat nachgewiesen wurde, d. h. die Konzentrationen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 5 µg/l (Anhang 7 und 9). Diese Übereinstimmungen bestätigen die Untersuchungen von RODHE (1948). In Kulturversuchen mit *Dinobryon* stellte er Wachstums- hemmung bei Konzentrationen über 5 µg/l Phosphat fest.

Die Hemmung bei Phosphatgehalten über 5 µg/l führt zu einem sporadischen Auftreten dieser Gattung, wie es auch von KÜMMERLIN & BÜRGI (1989) vom Bodensee beschrieben wurde.

Für *Asterionella formosa* liegen ähnliche Verhältnisse vor. Die Optimalkonzentration mit den höchsten Wachstumsraten lag bei 2 µg/l Phosphat (RODHE 1948). *A. formosa* trat im Borkener See nur im Januar und Juli 1994 auf, das Jahr, das die höchsten Phytoplankton- dichten und das größte Biovolumen aufwies. Der Zeitpunkt des Auftretens war durch minimale bis nicht nachweisbare o-Phosphat-Konzentrationen gekennzeichnet.

Unter natürlichen Bedingungen wirken die Konzentrationen der zwei Nährstoffe Silikat und Phosphat und in einigen Fällen auch Nitrat zusammen, daher wurden von den zahlreichen Forschungsarbeiten unter Konkurrenzbedingungen (z. B. TILMAN 1977, TILMAN & KIESLING 1984, TILMAN & STERNER 1984) die Arbeiten von REYNOLDS (1980), REYNOLDS et al. (1984), SMITH und KALFF (1983), SOEDER et al. (1967), SOMMER (1985, 1987, 1989), SOMMER & STABEL (1983) herangezogen, um die Taxonzusammensetzung des Borkener Sees in Abhängigkeit besonders von der Phosphat-Konzentration näher zu beleuchten.

Experimente unter Konkurrenzbedingungen und unter pulsierenden Zugaben von Phosphat und Silikat bei unterschiedlichen Konzentrationsverhältnissen sind von SOMMER (1985), SOMMER & STABEL (1983) und SOMMER (1987) mit Phytoplanktern des Bodensees umfassend durchgeführt worden, um über Ansprüche, Konkurrenzverhalten und evtl. zur Abfolge der einzelnen Arten Aussagen treffen zu können.

Unter ausreichendem Si-Angebot sind Diatomeen sehr gute Konkurrenten um den Nährstoff Phosphat. Dies trifft vor allem auf Seen mit niedrigem Phosphat und Stickstoff-Angebot zu, in denen alle Nährstoffe zu jedem Zeitpunkt in geringen Konzentrationen auftreten. In nährstoffreicheren Seen existieren höhere Nährstoffschwankungen und der Aspekt einer Nährstoffspeicherung vor allem für Phosphat steht im Vordergrund. Allgemein werden Fragilariaceen als gute Konkurrenten mit hohen Wachstumsraten bei großen Si:P-Verhältnissen bezeichnet. Am konkurrenzstärksten im Bezug auf niedrige P-Konzentrationen erwies sich bei ausreichender Si-Konzentration die im Borkener See in hohen Dichten auftretende Gattung *Synedra*.

Experimentelle Forschungsarbeiten mit planktischen Grünalgen weisen die Möglichkeit der Speicherung von Phosphat in Form von Polyphosphat (SOEDER et al. 1967) oder bei Cyanobakterien als Cyanophytin (SOMMER 1989) nach. Auch die interne Freisetzung aus organisch gebundenen Phosphatverbindungen ist bekannt. Diese Speicherung ermöglicht es bestimmten Algentaxa phosphatarmer Lebensbedingungen für einen kürzeren oder längeren Zeitraum zu überbrücken. Bei höheren P-Konzentrationen sind insbesondere die ‚storage‘-Spezialisten wie z. B. *Pediastrum duplex* und *Staurostrum cingulum* bevorteilt.

Grünalgen und Blaualgen gelten bei einem hohen P-Angebot als konkurrenzstärker gegenüber den Bacillariophyceen. Grünalgen sind mittelmäßige Konkurrenten bezüglich Phosphat, besitzen jedoch hohe Ansprüche an Nitrat und sind nicht auf Silicium angewiesen. Als gute Konkurrenten für Stickstoff erwiesen sich Blaualgen, sie benötigen ebenfalls kein Silicium, besitzen aber gleichzeitig hohe Ansprüche an Phosphat. Obgleich diese Ergebnisse der Laborexperimente u.a. wegen der Verlustraten nicht uneingeschränkt auf die Sukzession innerhalb eines Sees übertragen werden können, wird doch vor dem Hintergrund dieser Daten die Verteilung der Phytoplanktongruppen im Borkener See erklärbar.

Blaualgen waren volumenmäßig mit Ausnahme von *Sphaerocystis Schroeteri* unbedeutend. Grünalgen waren bis auf das Jahr 1997 ebenfalls volumenmäßig ohne Bedeutung. Auffallend unter den Grünalgen war der hohe Anteil der kleinen Art *Choricystis chodatii*. Der Anteil weiterer Flagellaten war gering. Die Gattungen *Scenedesmus* und *Chlorella* spielten eine untergeordnete Rolle.

Der Silicium-Gehalt für das Pelagial des Borkener Sees kann während des gesamten Jahres und des gesamten Untersuchungszeitraumes als nicht limitierend eingestuft werden. Daher wird die geringe P-Konzentration zum entscheidenden Faktor, der zur Bevorzugung der Bacillariophyceen führt.

Arten mit hohen Wachstumsraten bei niedrigen P-Konzentrationen wie *Fragilaria acus angustissima* und *Fragilaria nanana* bildeten neben *Cyclotella* spp. dichtemäßig und volumenmäßig den Hauptanteil der Bacillariophyceen im Borkener See.

Die Gattung *Fragilaria* ist auf Grund ihrer Form durch geringere grazing-Verluste gegenüber der zweiten häufigen Diatomeen-Gattung im Borkener See *Cyclotella* spp. bevorzugt (SOMMER 1987). Die Zelldichte der kleinen centrischen Diatomeen-Arten war mit Ausnahme 1994 und 1997 zu den Zeitpunkten der größten Daphnien-Abundanz am höchsten.

Untersuchungen zur Eutrophierung von Seen in Mitteleuropa zeigten, daß eine Erniedrigung des Verhältnisses Si:P durch steigende P-Konzentrationen zu einem Rückgang der ernährungsmäßig für das Zooplankton wichtigen Fraktion der kleinen schmalen Diatomeen und der Gruppe der Cryptophyceen führte (SOMMER 1987).

Dinophyceen sollen allgemein empfindlich gegenüber Wasserbewegungen sein. Die Dinophycee *Ceratium hirundinella* war in Experimenten von SOMMER (1987) neben der Gruppe der Chrysophyceen unterrepräsentiert, da sie als langsam wachsende Art sehr empfindlich gegen die kontinuierlichen Verluste in steady-state Versuchsanordnungen reagierte. REYNOLDS et al. (1984) konnten in Freilandexperimenten für *C. hirundinella* eine reduzierte Wachstumsrate während künstlicher Mischungsphasen des Wasserkörpers feststellen. Die im Borkener See dominante Phytoplanktonart *C. hirundinella* wurde während der thermischen Schichtung bei relativ starken Winden über mehrere Tage in den oberflächennahen Wasserschichten in der höchsten Dichte angetroffen (Kap. 4.5.6). Dies spricht zumindest gegen eine ausgesprochene Empfindlichkeit gegenüber Wasserturbulenzen.

Chrysophyceen sind aufgrund technischer Probleme (Rühren in Chemostat-Kultur) nicht in der Lage, den natürlichen Bedingungen entsprechend große Populationen unter den Versuchsbedingungen aufzubauen. REYNOLDS (1980) gibt Chrysophyceen mit einer Präferenz für stratifizierte Phasen an, während unter den Cryptomonaden möglicherweise eine artspezifische Differenzierung vorhanden ist. Auch SMITH & KALFF (1983) vermuteten, daß flagellate Chrysophyceen und auch Cryptomonaden gegenüber Turbulenzen sehr empfindlich sind und mit einem Rückgang der Biomasse reagieren.

Ogleich die Übertragbarkeit der Experimente auf natürliche Bedingungen hinsichtlich dieser Taxa eingeschränkt ist, kann dies für die Biovolumina der Cryptophyceen und Chrysophyceen des Borkener Sees bestätigt werden. Stärkere Wasserbewegungen z. B. Perioden oder einzelne Tage mit Windstärken ab 3 – zum Beispiel am 4.9.1995 – wurden von diesen Taxa allgemein mit einem Rückgang des Biovolumens beantwortet (Abb. 42 und 44, Anhang 3) und umgekehrt.

5.4.1.3.3 Stickstoffverbindungen

Als Stickstoffquellen werden von Algen überwiegend Nitrat und Ammonium genutzt.

Die Fixierung elementaren Stickstoffs liegt in nährstoffarmen Seen im Gegensatz zu nährstoffreichen Seen (über 200 mg N/m² pro Jahr) unter 0,3 mg N/m² pro Jahr (HOWARTH et al. 1988).

Cyanophyceen sind zur Fixierung von elementarem Stickstoff über die Heterocysten fähig. Diese Stickstoffaufnahme spielt im Borkener See eine untergeordnete Rolle. Die beiden *Anabaena*-Arten wurden lediglich in den Herbstmonaten 1994, 1995 und 1997 in geringen Dichten beobachtet.

Oscillatoria, eine weitere Blaualgen-Gattung im Borkener See, ist nicht zur Stickstofffixierung fähig, da keine Heterocysten ausgebildet werden.

Eine Stickstofflimitierung tritt nach KOHL & NICKLISCH (1988) für Algengruppen, die nicht fähig zur Stickstofffixierung sind, wegen des höheren zellulären Bedarfs deutlich früher ein als bei den Nährstoffen Phosphat und Silikat (k_s 0,36 - 79 µMol/l).

Im Borkener See liegen jedoch vor allem für Nitrat die Stickstoff-Konzentrationen an der PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ weit über diesen k_s -Werten bei 70-196 µMol/l (Tab. 13, Kap. 4.3.8), daher kann eine Stickstofflimitierung dort ausgeschlossen werden. In der Flachwasserzone dagegen kann eine zeitweise Stickstofflimitierung nicht ausgeschlossen werden.

Die Nitrat-N-Konzentration im Verlauf der Untersuchungsjahre variierte scheinbar im Zusammenhang mit dem Anstieg und der Stagnation des Wasserspiegels des Borkener Sees: Bis 1995 konnte eine Zunahme und ab 1995 eine Abnahme der Nitrat-N-Konzentration beobachtet werden. Es ist jedoch aufgrund der mittleren aber hoch signifikanten, negativen Korrelation zwischen dem Gesamtbiovolumen und der Nitrat-Konzentration denkbar, daß eher die Höhe des Phytoplanktonbiovolumens die Nitrat-N-Konzentration modifiziert.

Die Ammonium-Konzentrationen waren im Pelagial des Borkener See gering nicht relevant. Lediglich an den Flachwasserprobestellen mit geringem Wasseraustausch wurden höhere Werte gemessen (Kap. 4.3.8.3).

5.4.1.3.4 Kohlenstoff

Ein ausreichendes Angebot des Nährstoffes Kohlenstoff ist in limnischen Systemen ebenfalls erforderlich. Nach TALLING (1985) ist Kohlenstoff in kalkreichen Gewässern, zu denen z. B. auch der Borkener See gehört, kein Minimumfaktor. In kalkreichen Seen wird CO₂ aus der Verbindung CaHCO₃ als Kohlenstoffquelle genutzt und Hydrogencarbonat wieder neu aufgrund des Fließgleichgewichtes gebildet. Der CO₂-Entzug aus dem Wasser war regelmäßig in den Sommermonaten an den CaCO₃-Krusten auf den submersen Wasserpflanzen erkennbar.

5.4.2 Charakterisierung der Phytoplanktonzusammensetzung

5.4.2.1 Taxonomische Zusammensetzung

Das Gesamtbiovolumen setzt sich maßgeblich aus Arten zusammen, die zu den Gruppen der Bacillariophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen und Chrysophyceen gehören. Euglenophyceen sind sporadisch mit geringem Biovolumenanteil aufgetreten (Kap. 4.5.4, Abb. 47). Der Anteil der Chlorophyceen, Haptophyceen, Cyanophyceen, Conjugatophyceen und die Gruppe der μ -Algen spielten sowohl abundanz- als auch biovolumenmäßig eine untergeordnete Rolle. Im folgenden Kapitel werden die Habitatansprüche der im Borkener See dominanten Algentaxa zusammengefaßt, soweit dies nicht die Licht- und Nährstoffansprüche betrifft, die in Kap. 5.4.1 ausführlich besprochen wurden.

5.4.2.1.1 Bacillariophyceen

Dominante Bacillariophyceen waren die centriscen Arten *Cyclotella comensis* und *C. cf. comta*. Der Biovolumenanteil von durchschnittlich 46,1 % wird erreicht durch hohe Zelldichten und nicht durch ein großes Biovolumen der Einzelzellen (Kap. 4.5.4.1, Abb. 47).

Die Zellgröße der *Cyclotella*-Arten betrug durchschnittlich 5-10 μm bzw. liegt unter 20 μm . Die Gruppe der Bacillariophyceen wurde außerdem durch die Arten *Fragilaria acus angustissima* und *Fragilaria nanana* und durch die centriscie Kieselalge *Stephanodiscus cf. neoastrea* vertreten. Weitere Gattungen dieser Gruppe waren nur in geringen Dichten, in einzelnen Proben zu finden.

Die Arten der im Borkener See dominanten Gattung *Cyclotella* werden als charakteristisch für nährstoffarme Verhältnisse angegeben (ROSÉN 1981). Auch FOGED (1954) verbindet das Auftreten von *Cyclotella*-Arten mit oligotrophen und *Melosira*-Arten mit eutrophen Verhältnissen, während *Stephanodiscus*-Arten auf eine Eutrophierung hinweisen sollen.

Cyclotella-Arten zeichnen sich durch eine gute Ausnutzung geringer Lichtintensitäten aus (RICHARDSON et al. 1983, SOMMER 1987, Kap. 4.6.1.2) und eine Toleranz gegenüber niedrigen Temperaturen. Nach HUTCHINSON (1967) sind *Cyclotella*-Arten unempfindlich gegenüber Zirkulationsprozessen in der Wassersäule. Zahlreiche pennate Formen (z. B. *Fragilaria*, *Tabellaria*, *Asterionella*) präferieren nach REYNOLDS (1980) diese Mixisphasen im Jahresverlauf.

Verschiedene Autoren beobachteten, daß die Diatomeensedimentation nach dem Beginn der Stratifikation beschleunigt stattfindet. REYNOLDS (1984) beschreibt das Zurücktreten der Diatomeen in Seen mit zunehmender Trophiestufe, da während der Sommermonate Diatomeen unter eutrophen Verhältnissen vermehrt durch andere Gruppen verdrängt werden. Dabei gilt die Regel, daß dies um so stärker der Fall ist, je produktiver ein See ist.

Asterionella formosa tritt vor allem in oligotrophen Gewässern auf, hat einen geringen Phosphat-Bedarf ($< 0,2 \mu\text{g}/\text{mm}^3$ Zellvolumen) und erreicht daher auch bei sehr geringen Phosphat-Konzentrationen Maxima (WETZEL 1983). Andere Autoren (KÜMMERLIN & BÜRGI

1989) bezeichnen die Art als euryök, da Phosphat-Konzentrationen über 20 µg/l toleriert werden.

5.4.2.1.2 Dinophyceen

Die Gruppe der Dinophyceen war im Borkener See mit zwölf zum Teil mixotrophen und heterotrophen Arten vertreten. Dinophyceen sind eine Algengruppe, der bei schlechten Lichtverhältnissen die Umstellung von der autotrophen auf eine heterotrophe Ernährungsweise möglich ist (Kap. 4.5.4.3 und 4.5.5.2).

Die zahlenmäßig und volumenmäßig dominierenden Arten waren *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei*, *Gymnodinium helveticum* und *Gymnodinium uberrimum* (Anhang 9). In hohen Zellzahlen war *Gymnodinium lantzschii* in einzelnen Proben zu finden. *Gymnodinium helveticum* wird von ROSÉN (1981) für oligotrophe Seen und *Peridinium willei* für mesotroph-eutrophe Seen beschrieben. Allgemein gelten Dinophyceen eher als eurytroph, tauchen aber in eutrophen Seen eher in Phasen mit reduziertem Phosphatangebot auf (SANDGREN 1988). Dinophyceen bevorzugen sauerstoffreiche Wasserkörper und meiden daher eutrophe Seen mit Zeiten mangelnder Sauerstoffversorgung.

Obwohl Dinophyceen nicht streng stenotherm sind, treten sie eher in der wärmeren Zeit des Jahres auf. *Ceratium hirundinella* besitzt in natürlichen Gewässern ein pH-Optimum bei 7-7,5 und Temperaturoptima bei 12-13 °C und 16-23 °C. In Kulturversuchen lag die optimale Temperatur bei 21 °C. Temperaturen über 25 °C führen zum Verschwinden der Art aus dem Wasserkörper. Die Maxima dieser Art fanden sich im Borkener See überwiegend in den oberflächennahen Wasserschichten und bei Temperaturen oberhalb von 14 °C.

Peridinium- und *Ceratium*-Arten präferieren geringe Nährstoffgehalte und hartes Wasser mit hohen Calcium-Konzentrationen, tolerieren jedoch sonst eine relative Breite weiterer Umweltbedingungen (SANDGREN 1988), so daß die Dominanz dieser Dinophyceen-Arten im Borkener See erklärbar ist.

Die Anlage von Phosphatspeichern ist von einigen Dinophyceen-Arten bekannt (SERRUYA & BERMAN 1975). Bei Zuführung von organisch gebundenem Phosphat zeigen sie allgemein größere Wachstumsraten. Vertikalwanderungen wurden nachgewiesen, die die Nutzung der Nahrungsressourcen in tieferen Wasserschichten erlauben (POLLINGER 1988, SALONEN et al. 1993). Bei ruhigen Wetterlagen sollen Dinophyceen die optimale Tiefe innerhalb des Gewässers einnehmen, während starke nächtliche Winde eine Aggregation in der Sprungschicht mit sich bringen. Die Daten des Borkener Sees zeigen jedoch bezüglich der Tiefenverteilung (Kap. 4.5.6.2) auch bei größeren Turbulenzen noch artspezifische Unterschiede.

Turbulenzen führen bei Dinophyceen zum Abwerfen der Cellulose-Panzer, deren Mineralisierung sehr schnell stattfinden soll.

Dinophyceen besitzen besonders während der Stratifikationsphase gegenüber kleineren Algenarten anderer Gruppen, die durch ein großes Oberflächen-Volumen-Verhältnis und die damit verbundene schnellere Aufnahme von Nährstoffen eher begünstigt zu sein scheinen, wesentliche Vorteile. Dazu zählen – außer den oben erwähnten physiologischen Besonder-

heiten – eine geringe Selbstbeschattung, geringe Verlustraten durch Sedimentation aufgrund der Möglichkeit zur aktiven Bewegung und geringe Verlustraten durch Fraß aufgrund der Größe. Dinophyceen können jedoch mit kleinen schmalen Algen nicht konkurrieren, die im frühen Stadium der Sukzession auftreten. (POLLINGER 1988).

Kolkwitziella acuta, eine Dinophyceae ohne Chloroplasten, verträgt keine hohen Anteile organischer Stoffe im Wasser und Phosphate nur in der "Oligostufe" (HUBER-PESTALOZZI 1968). TAYLOR (1987) beschrieb die Art als warmstenotherm. Die Art war regelmäßig in den Sommermonaten im Plankton des Borkener Sees zu beobachten.

Gonyaulax apiculata ist eine weitere ausschließlich heterotroph sich ernährende Form ohne Chloroplasten im Borkener See.

5.4.2.1.3 Cryptophyceen

Cryptophyceen waren im Borkener See ganzjährig mit Zelldichten bis zu 355 Zellen/ml zu beobachten. Geringe Zelldichten waren im August und November 1994 und im Dezember 1995 vorhanden. Das durchschnittliche Biovolumen betrug 20,9 %. Eine ausgesprochen bimodale Verteilung im Jahresverlauf lag nicht vor (Abb. 40). Das Auftreten ließ keine Regelmäßigkeit erkennen.

In nährstoffarmen Seen sollen die Populationsmaxima hauptsächlich im Sommer auftreten. Die optimale Tiefe mit den maximalen Zellzahlen soll 15-32 m (April, Mai) betragen, und die niedrigsten Zellzahlen sollen von Oktober bis Dezember zu finden sein. Nur in produktiveren Seen soll sich eine bimodale Verteilung mit Maxima im Frühjahr und Herbst ergeben. *Rhodomonas minuta* wird allgemein als verbreitete Art in oligotrophen Seen angegeben, die niedrige pH-Werte meidet.

Cryptomonas erosa/ovata, *C. cf. marsonii* und *Rhodomonas minuta* waren im Borkener See die Hauptvertreter unter den Cryptophyceen. Die drei Arten waren nicht nur bezüglich der Dichte, sondern auch bezogen auf das Biovolumen dominant. Auffällig war der extreme Anstieg der Zellzahlen von *Rhodomonas minuta* im Juni 1996. In der ersten Monatshälfte lagen die Windstärken bis auf 1 bzw. 2 Termine zwischen 0 und 2 (Anhang 3), so daß diese gegen Turbulenzen der Wassersäule empfindlichen Flagellaten gute Wachstums- und Teilungsbedingungen vorfanden. Höhere Turbulenzen im Epilimnion sind nach KLAVERNESS (1988) wenig förderlich für das Populationswachstum. Nach schwachen Winden, wenn eine Nährstoffdurchmischung stattgefunden hat, sollen Cryptophyceen optimale Wachstumsbedingungen vorfinden (REYNOLDS 1980).

Cryptophyceen sind ebenso wie einige Vertreter der Dinophyceen zu Vertikalwanderungen über mehrere Meter fähig. Da Cryptophyceen allgemein geringe Lichtmengen zur Photosynthese ausnutzen können, sind sie häufig in der metalimnischen Schicht zu finden. Diese vertikale Bevorzugung konnte mit den Ergebnissen des Borkener See nicht bestätigt werden. Bei *Cryptomonas ovata* konnte in Experimenten Phagocytose von Bakterien nachgewiesen werden. Bei einigen Cryptophyceen wurde im Dunkeln in Anwesenheit von gelösten organischen Substanzen bei Temperaturen unterhalb von 3-5°C eine heterotrophe Lebensweise beobachtet (VAN DEN HOEK et al. 1993, KLAVERNESS 1988). Im Borkener See nahm das

Biovolumen der Cryptophyceen im Tiefenverlauf nicht wesentlich ab (Kap. 4.5.7), so daß zumindest in 44 m Tiefe die Taxa sich heterotroph ernähren sollten.

Cryptophyceen sind Nahrungsgrundlage für zahlreiche zooplanktische Gruppen: *Eudiaptomus*-Arten, Copepoden allgemein und Daphnien. Weitere Prädatoren sind *Coleps*-Arten (Ciliophora) und Arten der Gattungen *Polyarthra* und *Keratella* (Rotatoria). KNISELY & GELLER (1986) berichteten von einer selektiven Aufnahme der Algengattung *Cryptomonas* durch Daphnien und Copepoden.

5.4.2.1.4 Chrysophyceen

Chrysophyceen tolerieren geringe Lichtintensitäten. Sie sind meist charakteristisch für Seen mit kühleren Wassertemperaturen im Sommer, niedriger oder mäßiger Produktivität, geringer Nährstoffverfügbarkeit und einem hohen Anteil gelöster organischer Substanzen. In oligotroph-mesotrophen Seen besteht nach SANDGREN (1988) 10-50 % der Biomasse aus Chrysophyceen. Eine niedrige Alkalinität und eine geringe Leitfähigkeit des Wassers scheinen außerdem bevorzugt zu werden. Die Bedeutung von Chrysophyceen in Seen soll allerdings weniger von der Wassertemperatur oder dem jährlichen Zirkulationsmodus gesteuert werden, als überwiegend von den weiteren oben genannten Faktoren. Eine Präferenz für geringe Leitfähigkeiten kann im Fall des Borkener Sees nicht bestätigt werden. Der prozentuale Anteil des durchschnittlichen Biovolumens der Chrysophyceen betrug trotz hoher elektrischer Leitfähigkeit 8,7 %.

Ein weiteres Charakteristikum der Chrysophyceen ist die mixotrophe Ernährungsweise vieler Arten. Sowohl Bakterien als auch pennate Diatomeen sind Nahrungsbestandteile von Chrysophyceen. Typische Ausbildungen der Maxima von Chrysophyceen zeigen sich in Seen mit unterschiedlichem Trophiestatus und unterschiedlicher Dynamik. In oligotrophen Seen, die eine schnelle und stabile Stratifikationsphase ausbilden, z.B. Seen der Alpenregion mit geringem Oberflächen-Volumen-Verhältnis, bilden sie ein unimodales Biomasseprofil mit einem Maximum im frühen Sommer aus. Diese Saisonalität kann an Hand der Daten des Borkener Sees nicht bestätigt werden (Kap. 4.5.4.4).

GAEDKE (1998) dokumentierte während der Re-Oligotrophierung des Bodensees unregelmäßig auftretende *Dinobryon*-Blüten. KÜMMERLIN & BÜRGI (1989) beschrieben für *Dinobryon*-Arten vollständige Populationsausfälle im Bodensee in bestimmten Jahren. Dies gilt auch für die Jahre 1996 und 1997 im Borkener See (Anhang 9). Das *Dinobryon*-Auftreten war allerdings deckungsgleich mit einer äußerst geringen o-Phosphat-Konzentration.

Koloniale oder großzellige Chrysophyceen sollen in monomiktischen oligotrophen Seen nicht auftreten. In dimiktischen Seen sollen sie nur zu Beginn oder gegen Ende der Stratifikationsphase erscheinen (SANDGREN 1988).

Die kleineren Vertreter der Chrysophyceen *Pseudokephyrion pseudospirale*, *Kephyrion planctonicum* und *Kephyrion boreale* waren regelmäßig zwischen April und Juni im Plankton zu finden (Abb. 44). Die Zellzahlen lagen 1995 doppelt so hoch wie 1996.

Erkenia subaequiciliata hatte im Mai und Juli 1997 ausgeprägte Maxima mit hohen Zelldichten. Die Art wurde erst ab Mitte 1995 erfaßt, war ab diesem Zeitpunkt jedoch ganzjährig im Plankton zu finden (Abb. 45).

Kleine Chrysomonaden sind bevorzugte Nahrungspartikel filtrierender Zooplanktonarten, besonders der Gattung *Daphnia* und zahlreicher Rotatorien (SANDGREN 1988).

5.4.2.1.5 Chlorophyceen

Der Anteil der Chlorophyceen betrug durchschnittlich 3,7% des Gesamtbiovolumens (Anhang 9). Am 20.3.1994 erreichten die Chlorophyceen durch die volumenmäßig großen Chlorococcalen *Scenedesmus ecornis* und *Scenedesmus spec.* einen maximalen Anteil von 34,2%. Chlorophyceen waren im Borkener See im Vergleich zu anderen Seen nur mit wenigen Arten vertreten. *Choricystis chodatii*, *Elakatothrix genevensis* und *Chlamydomonas spec.* waren davon in höheren Zelldichten vorhanden. *Elakatothrix genevensis* nahm in den Jahren 1995 bis 1996 an Bedeutung zu. Sie wurde 1994 nicht beobachtet. *Scenedesmus*-Arten waren nur 1994 im Plankton vorhanden.

5.4.2.1.6 Weitere Taxa

Die Zygnematales sind mit *Mougeotia cf. thylespora* vertreten. Die Art konnte nur im Sommer 1995 im Plankton beobachtet werden. Gleichzeitig mit dem Auftreten von *Mougeotia cf. thylespora* im Pelagial wurden ausgedehnte Flächen der Alge in der im zeitigen Frühjahr erstmals überschwemmten Norderweiterung festgestellt. Ob die Art daher nur verdriftet wurde und als tychoplanktisch zu bezeichnen ist, konnte nicht geklärt werden.

Desmidiaceen als charakteristische Gruppe oligotropher Seen fehlen aufgrund der alkalischen pH-Verhältnisse im Borkener See vollständig. In neutralen bis alkalischen Gewässern treten Desmidiaceen zurück bzw. fehlen ganz (ROSÉN 1981).

5.4.2.2 Funktionelle Gruppen

5.4.2.2.1 Nanoplankter

Das Phytoplankton des Borkener Sees besteht zu einem hohen prozentualen Anteil aus kleinsten Phytoplanktern der Nanoplanktonfraktion (Kap. 4.5.5.1).

Die große Bedeutung des Picoplankton bzw. Nanoplankton für den Ertrag eines Sees wurde schon von STOCKNER & SHORTREED (1989) nachgewiesen. MALONE et al. (1979) zeigten, daß Nanoplankter einen höheren Chlorophyll-Gehalt pro Einheit Zellvolumen besitzen. Dies wird im Borkener See an der äußerst hohen Korrelation zwischen dem Chlorophyll-Gehalt und dem Nanoplanktonanteil deutlich (Kap. 4.4, Tab. 16). Die Korrelation der Chlorophyll-Konzentration mit dem Gesamtbiovolumen ist wesentlich geringer. Die Nanoplankter stellen aufgrund ihrer Größe die wichtigste Nahrung des herbivoren Zooplanktons dar („edible algae“ > 30 µm)

WATSON & KALFF (1981) wiesen in Seen mit zunehmender Trophie zwar einen absoluten Anstieg der Biomasse des Nanoplanktons nach, der prozentuale Anteil nahm jedoch mit zunehmender Trophie ab. Die mittleren sommerlichen TP-Konzentrationen des Borkener Sees von 7,5-10 $\mu\text{g/l}$ entsprächen einem erwarteten Nanoplanktonbiovolumen von 230.000-330.000 $\mu\text{m}^3/\text{ml}$. Diese Werte liegen 50-100 % höher als das im Borkener See bestimmte Nanoplanktonbiovolumen (Kap. 4.5.5.1). WATSON & KLAFF (1981) hatten allerdings alle Nanoplankter kleiner als 35 μm zusammengefaßt, während in der vorliegenden Arbeit lediglich die Nanoplankter < 20 μm zusammengefaßt wurden, so daß damit zum Teil die Diskrepanz erklärt werden könnte. Allerdings existiert in der vorliegenden Untersuchung keine wesentliche Differenz zwischen dem Kohlenstoffgehalt der Nanoplankter unter 20 μm und der Nanoplanktonfraktion unter 30 μm (Abb. 89).

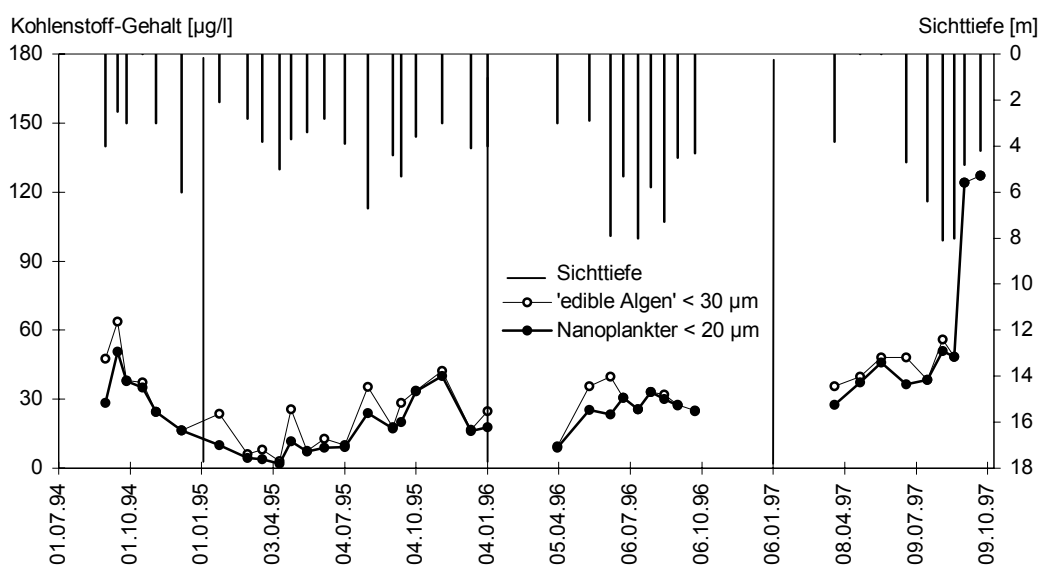


Abb. 89: Kohlenstoff-Gehalt der kleinen Algenfraktionen und Sichttiefe an der PS ‚Boje‘ von 1994 bis 1997.

Eine Zunahme des Anteils der schlecht freßbaren Algen (‚unedible‘ Algen > 30 μm) bei einem nur wenig veränderlichen Anteil der gut freßbaren Algen (‚edible‘ Algen < 30 μm) wurde im nährstoffarmen Walchensee und im re-oligotrophierten Ammersee von MORSCHEID, Heike (1999) während der Vegetationsperiode nachgewiesen. Dies entspricht auch weitgehend den Ergebnissen des Borkener Sees, da die Spitzenwerte des Phytoplanktonbiovolumens mit Ausnahme der Herbstmonate 1995 und 1997 überwiegend von schlecht freßbaren Algen bzw. der Phytoplanktonfraktion über 20 μm gebildet wurden (Abb. 36). Diese Befunde betreffen die saisonale Veränderung im Jahresverlauf.

GAEDKE (1998) stellte beim 15-jährigen Vergleich der Bodenseedaten im Sommer ein konstantes Phytoplanktonbiovolumen der ‚edible‘ (z. B. kleine Centrales, Nanoplankter unter 30 µm) Algen bei einer Abnahme des Anteils der nicht freißbaren Algen fest. Ein derartiger Vergleich ließ sich beim Borkener See für die vier Untersuchungsjahre nicht herausarbeiten.

5.4.2.2.2 Mixotrophe Arten

Ein weiteres Charakteristikum des Phytoplanktons des Borkener Sees ist der hohe Prozentanteil an Arten mit mixotropher Ernährungsweise (Abb. 4.5.5.2). Mixotrophe Phytoflagellaten sind nicht nur phototroph, sondern auch zur Aufnahme von organischen Partikeln (z. B. Bakterien) befähigt. Vor allem unter den Dinophyceen, Chrysophyceen und den Cryptophyceen sind zahlreiche mixotrophe Taxa zu finden (SANDERS & PORTER 1988).

In Nährstoffmangelsituationen wurde Bakterivorie als alternative Überlebensstrategie für Arten der Gattungen *Cryptomonas*, *Pseudopedinella*, *Chrysochromulina*, *Gyrodinium*, nachgewiesen (NYGAARD & TOBIESEN 1993). Auch für die *Dinobryon*-Arten des Borkener Sees könnte das Auftreten in den extrem phosphatarmen Perioden im Untersuchungszeitraum durch eine Ernährungsumstellung erklärt werden.

GAEDKE (1998) belegte für den Bodensee eine Konstanz des Biovolumens mixotropher Arten für die Sommermonate. Insgesamt sei der prozentale Anteil am Gesamtbiovolumen jedoch mit dem Rückgang der Gesamt-Phosphat-Konzentration von 1979 bis 1993 auf 20-45 % angestiegen, so daß offenbar eine geringere Gesamt-Phosphat-Konzentration auch einen höheren Prozentanteil bedingen kann. Im Borkener See konnte kein Anstieg während der vierjährigen Untersuchungsphase beobachtet werden, jedoch lag der Anteil der Mixotrophen mit 26-40 % in den Sommermonaten vergleichbar hoch. Der prozentuale Anteil lag in den Monaten April/Mai, Juli und im September mit bis zu 77 % am höchsten (Anhang 9).

Nach BORASS et al. (1988) liegt der Vorteil der Mixotrophie (phagotrophe und osmotrophe Ernährungsweise) in der Möglichkeit der schnellen Aufnahme von Vitaminen und Mineralien, des Ausnutzens der Energiequelle ‚Kohlenstoff‘ nachts oder bei Dunkelheit und der Nahrungsumstellung während Nährstoffmangelsituationen (z. B. in oligotrophen Systemen). Im nährstoffarmen Nordatlantik werden allein 65 % des Phytoplanktonbiovolumens von den mixotrophen Taxa der Chrysoprotisten und der Prymnesioprotisten gebildet.

In diesem Zusammenhang müssen auch die hohen Abundanzen von zwei Arten aus der Gruppe der Ciliaten im Borkener See erwähnt werden (Kap. 4.6.1). *Strongylidium crassum* und *Coleps spetai* enthalten Endosymbionten und werden nach der Einteilung von BORASS et al. (1988) daher zu den mixotrophen Protisten gezählt.

5.4.2.2.3 Größenklassen

SOMMER (1981) belegte für die 80er Jahre im eutrophen Bodensee eine unterschiedliche Verteilung von Phytoplanktongrößenklassen im Jahresverlauf. Besonders die kleinste Größenklasse der Phytoplankter unter 30 µm war in den Monaten März bis Mai in der euphotischen Zone zu finden, während die größeren Algen-Arten erst in den Herbstmonaten

dominierten. Diese Verteilung im Jahresverlauf kann für den Borkener See nicht bestätigt werden. In den Herbstmonaten war gerade die relative Häufigkeit der nanoplanktischen Größenklasse ($< 20 \mu\text{m}$) sehr hoch.

Auch die Verteilung der r-Strategen im Frühjahr mit kleinen Größenklassen und hohen Wachstumsraten und den K-selektierten Herbstarten (z. B. *Ceratium*) großer Größenklassen und niedrigen Wachstumsraten kann für den Borkener See demzufolge nicht generell bestätigt werden. Vielmehr unterlag die Fraktion der kleinen Phytoplankter ($< 20 \mu\text{m}$) bis auf das 1. Halbjahr 1995 über den gesamten Untersuchungszeitraum nur geringen Schwankungen. (Abb. 36). Vergleichbare Ergebnisse zeigten GEADKE (1998) für den Bodensee und MORSCHEID, Heike (1999) für den Walchensee. Im Bodensee nahm der Anteil der gut freißbaren und für die herbivoren Zooplankter bedeutsamen Phytoplanktonfraktion im Verlauf der Re-Oligotrophierung nur leicht zu. Die Variabilität des Gesamtbiovolumens in den Seen war dagegen auf den veränderlichen Anteil der schlecht freißbaren Algen über $30 \mu\text{m}$ zurückzuführen. Eventuell kann die Konstanz in der Höhe der kleinen Phytoplankter durch die hohe Aufnahmerate für Phosphat aufgrund des günstigen Volumen-Oberflächen-Verhältnisses bei kleinen Algen erklärt werden. Zudem kann in nährstoffarmen Systemen von einem geringeren Fraßdruck durch Herbivore auf die Fraktion der ‚edible‘ Algen ausgegangen werden.

WATSON & MCCAULEY (1988) fanden in 28 Seen unterschiedlicher Trophie allerdings nur schwache positive Korrelationen zwischen der Höhe der ‚edible‘ Algen und der Gesamt-Phosphat-Konzentration.

5.4.2.3 Seenvergleich

Das Phytoplankton des Borkener Sees wurde von Bacillariophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen und Chrysophyceen dominiert (Kap. 4.5). Eine ähnliche Zusammensetzung der wichtigsten Phytoplanktongruppen wurde im oligotrophen Faaker See in Österreich (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1992) und im oligotrophen Königssee (SIEBECK 1982) festgestellt. EHLSCHIED (1992) untersuchte das mesotrophe Gemündener Maar mit Monimolimnion und das oligotrophe Weinfelder Maar in der Eifel. Im Weinfelder Maar dominierten Dinophyceen und Chlorophyceen und im Spätsommer Cyanophyceen, während das Gemündener Maar im Frühjahr ein Maximum von Bacillariophyceen zeigte, das von einer coccalen Blaualgen- und Grünalpengesellschaft abgelöst wurde. Damit unterschieden sich die Gesellschaften in beiden letztgenannten Seen sehr stark von derjenigen des Borkener Sees.

Die von TREMEL (1993) untersuchten Baggerseen südlich von Köln wurden nach den verschiedenen Klassifikationen sehr unterschiedlichen Trophiestufen zugeordnet. In dem oligo- bis mesotrophen Baggersee überwogen Dinophyceen, Chrysophyceen und Bacillariophyceen, in dem als meso- bis polytroph eingestuften See Dinophyceen, Cryptophyceen und die an nährstoffreiche Verhältnisse angepaßten Chlorophyceen.

Das Phytoplanktonbiovolumen des Ammersees wurde dominiert durch die Blaualge *Planktothrix rubescens* (MORSCHIED, Heike 1999) und Bacillariophyceen. Das Biovolumen des oligotrophen Walchensees, das von der Höhe mit dem Borkener See vergleichbar ist, bestand dagegen nach MORSCHIED, Heike (1999) zum überwiegenden Anteil aus Bacillariophyceen mit der weiteren Dominanz von Chrysophyceen, Cyanophyceen und Cryptophyceen.

Eine Querschnittstudie schwedischer Seen von WILLÉN et al. (1990) ergab, daß überwiegend Seen mit hohen pH-Werten von Diatomeen und tiefe oligotrophe Seen von Dinophyceen und Chrysophyceen dominiert wurden.

Auch ROTT (1984) beschrieb für oligotrophe große Tiroler Seen – allerdings bei einem Phosphatgehalt unter 10 µg/l – ganzjährig das Auftreten von *Dinobryon spp.* und anderen kleinen Chrysophyceen. Im Frühjahr sind zusätzlich *Synedra acus*, *Asterionella formosa* und *Tabellaria fenestrata*, im Sommer kleine *Cyclotella*-Arten und *Ceratium hirundinella* und *Peridinium cinctum* anzutreffen. In mesotrophen Seen sind zusätzlich Grün- und Blaualgen zu finden.

Der als oligotroph eingestufte Stechlinsee ist ebenfalls wie der Borkener See ein Hartwassersee (PADISAK et al. 1998).

Tab. 34: Jahresmittel der Phytoplanktonbiomasse des Borkener Sees im Vergleich mit Seen unterschiedlicher Trophiestufe. Angaben zum Königssee und Attersee aus SIEBECK (1982), Bodensee (Fischbach) aus KÜMMERLIN & BÜRGI (1989), Ammer- und Walchensee aus MORSCHIED, Heike (1999), Weinfelder und Gemündener Maar aus EHLSCHEID (1992) und Stechlinsee aus PADISAK et al. (1998).

Gewässer	Algenbiomasse [g/m ²]	Algenbiovolumen [cm ³ /m ³]	Trophie-Status
Königssee 1978-1980	6,83	*	oligotroph
Attersee 1978-1980	9,50	*	oligotroph
Bodensee 1961	7,7	*	oligotroph
Bodensee 1970	17,7	*	Eutrophierung
Bodensee 1981	24,1	*	Eutrophierung
Bodensee 1985	18,8	*	Re-Oligotrophierung
Ammersee 1995 - 1997	*	0,05 - 1,7	mesotroph
Walchensee 1997	*	0,05 - 0,8	oligotroph
Weinfelder Maar 1986 & 1987	*	0,35 & 0,27	oligotroph ²
Gemündener Maar 1986 & 1987	*	0,96 & 0,87	mesotroph ²
Stechlinsee 1994 & 1995	*	0,47 & 0,33	oligotroph
Borkener See 1994 (n = 12) ⁴ (n = 6) ¹	7,1	(0,39) ⁴ 0,35 ¹	oligo-(meso)troph ³
Borkener See 1995 (n = 14)	3,2	0,16	oligotroph ³
Borkener See 1996 (n = 10)	4,8	0,23	oligotroph ³
Borkener See 1997 (n = 9)	8,2	0,40	oligo-mesotroph ³

* nicht umrechenbar, da euphotische Zone nicht bekannt, ¹ aus entsprechendem Jahr liegt kein vollständiger Jahresgang mit SCHÖPFER-Proben vor, ² Biovolumen-Einstufung nach ROSÉN (1981) und ROTT (1984), ³ nach BRETTUM (1989),

⁴ einschließlich der Netzproben aus dem 1. Halbjahr 1994

Die Artengemeinschaft des Phytoplanktons wurde 1994 dominiert von Diatomeen, Cryptophyceen, Cyanophyceen und partiell auch Chrysophyceen. Die Cyanophyceen beinhalteten zum hohen Prozentsatz Picophytoplankter. Im Jahr 1995 war die Verteilung ähnlich, jedoch mit einem deutlichen Rückgang der Cryptophyceen, Diatomeen und Dinophyceen.

Eine genauere Aussage wurde durch die Berechnung des Gesamtbiovolumen bzw. der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons als Summenparameter möglich. Tab. 34 zeigt eine Zusammenstellung der Phytoplanktonbiomasse (= Frischgewicht Algen in g/m^2) bzw. des Biovolumens verschiedener Seen. Für den Borkener See wurde eine trophogene Zone von 20 m angenommen.

Der Bodensee galt bis Anfang der 60er Jahre noch als oligotroph. Ab 1966 wurde erstmals ein Klarwasserstadium festgestellt. Dies deutete nach SOMMER et al. (1986) auf eine Entwicklung vom oligotrophen zum eutrophen Seentyp hin, da den Zooplanktern eine sichtbare Reduktion des Phytoplanktons möglich war. In den 70er Jahren zeigte sich die zunehmende Eutrophierung in der Zunahme der Phytoplanktonbiomasse und es bildeten sich drei statt zwei Biomasse-Maxima pro Jahr aus.

Die höchsten Phosphat-Konzentrationen wurden 1980 gemessen, als der trophische Zustand des Bodensees als meso-eutroph bezeichnet werden mußte.

Obwohl schon Anfang der 80er Jahre eine Reduzierung der Phosphatfracht stattfand, schlug sich dies erst einmal nicht in einem Rückgang der Algenbiomasse nieder. KÜMMERLIN & BÜRGI (1989) beobachteten für den Bodensee sehr hohe Schwankungen der Frühjahrs-Algenbiomasse in den Jahren nach den höchsten Phosphat-Konzentrationen.

Die Algenbiomasse des Borkener See lag 1995 und 1996 – wie diejenige des Königssees und des Attersees in den Jahren 1978-1980 – unter 10 g/m^2 . Die höhere Algenbiomasse 1994 wurde vermutlich durch den stark angestiegenen Wasserspiegel in 1993 und 1994 hervorgerufen. Das Wasser flutete in dieser Zeit größere Flächen vormals terrestrischer Bereiche, was durch die absterbende Vegetation einen zusätzlichen Nährstoffeintrag in den See bewirken könnte.

Verglichen mit den Gesamtbiovolumen der beiden Eifelmaare Weinfelder Maar und Gemündener Maar deckt sich die Höhe des Phytoplanktonbiovolumen des Borkener Sees von 1995 und 1996 mit dem des oligotrophen Weinfelder Maars. 1994 und 1997 liegt es etwas darüber (Kap. 5.3.2.5).

Dokumentationen über die Phosphatabhängigkeit in der Zusammensetzung und saisonalen Veränderung des Phytoplanktonbiovolumen existieren u. a. von MUNAWAR & MUNAWAR (1986), LIPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und BÜSING (1998). WATSON et al. (1997) versuchten als erste eine Quantifizierung des Musters in der prozentualen Zusammensetzung der Taxa in Abhängigkeit von der Phosphat-Konzentration. Es zeigte sich ein Anstieg aller Taxagruppen bei zunehmendem Phosphat-Gehalt. Unter extremen Bedingungen wie niedriger oder sehr hoher Phosphat-Gehalt ist die taxonomische Zusammensetzung der dominierenden Gruppen völlig verschieden. Die Autoren vermuten, daß die beobachteten Muster in den einzelnen Seen durch den unterschiedlich starken Einfluß der Herbivorie, morphologischer Eigenschaften und besonders auch der Mixisregime zustande kommen.

5.5 ZOOPLANKTON

5.5.1 Artenspektrum

Das Artenspektrum eines Sees hängt von zahlreichen Faktoren ab. Außer den wasserchemischen und -physikalischen Bedingungen (z. B. Nährstoffgehalt, pH-Wert, Ionengehalt), bedingen zusätzlich die morphologischen Gegebenheiten (z. B. Tiefe, Uferneigung) über das Wassertemperaturregime die Besiedlungsentwicklung eines Sees.

Junge Seen, bei denen noch ein ausgeprägter Uferbewuchs fehlt, können besiedlungsfeindlich sein, da viele Arten bei der Verbreitung auf Vektoren (z.B. Vögel) angewiesen sind. Somit stellt sicherlich die Strukturierung und Entwicklung der nördlichen Flachwasserzone für den Borkener See einen fördernden Faktor für die Besiedlung des Litorals aber auch des Pelagials dar.

KLAPPER & SCHULTZE (1995) konnten an ostdeutschen Braunkohlebergbauseen eine pH-Wert-Abhängigkeit des Auftretens von Rotatorien, Daphnien und Copepoden beobachten. Rotatorien treten ab pH 3, Copepoden ab pH 4 und Cladoceren erst ab einem pH-Wert von 6,5 in den Braunkohletagebaugewässern auf.

Ein Vergleich (Tab. 35) des Borkener Sees mit weiteren Seen zeigt eine hohe gemeinsame Artenzahl mit denjenigen Seen, die insgesamt die höchsten Artenzahlen aufweisen (Laacher See und Stechlinsee). Der SÖRENSEN-Index, der das Verhältnis gemeinsamer Arten zu der

Tab. 35: Artenzahl, Anzahl gemeinsamer Arten und SÖRENSEN-Index der Zooplankton-Taxa (Rotatorien, Copepoden und ‚Cladoceren‘) von neun Seen. Zwillingsee, Liblarsee, Heider Bergsee und Borkener See sind Braunkohletagebauseen. Grau unterlegt ist der SÖRENSEN-Index, die Zahl im Rechteck entspricht der Artenzahl des jeweiligen Sees, die Anzahl gemeinsamer Arten ist im rechten Teil der Tabelle angegeben. Quellenangaben sind im Anhang 29 aufgeführt.

<div>Anzahl gemeinsamer Arten</div> <div>Artenzahl</div> <div>Sörensen-Index</div>	Borkener See (1993-1997)	Ammersee (1993-1997)	Königssee (1978-1980)	Mindelsee (1965-1970)	Stechlinsee (Zeitraum unbekannt)	Zwillingsee (1963-1964)	Liblarsee (1963-1964)	Heider Bergsee (1963-1964)	Laacher See (1985)
Borkener See	23	9	6	10	13	6	5	4	14
Ammersee	20	23	10	10	15	3	3	2	16
Königssee	13	22	22	6	12	3	3	3	1
Mindelsee	19	19	12	30	17	6	5	4	15
Stechlinsee	18	20	16	21	51	7	5	5	21
Zwillingsee	16	8	8	13	11	15	8	9	3
Liblarsee	16	9	10	13	8	33	9	6	3
Heider Bergsee	11	6	9	10	8	33	29	12	2
Laacher See	21	24	2	21	22	5	6	4	43

Gesamtartenzahl beider Seen angibt, liegt jedoch nur für den Laacher See mit 21 recht hoch. Auch der Ammersee und der Mindelsee weisen trotz einer geringeren gemeinsamen Artenzahl dennoch eine hohe Übereinstimmung im Artenspektrum auf, wie der SÖRENSEN-Index von 20 und 19 anzeigt.

5.5.1.1 Copepoda

Die Copepodenfauna des Pelagials des Borkener Sees muß mit nur zwei Arten, von denen allein *Eudiaptomus gracilis* höhere Dichten erreichte, als sehr eingeschränkt bezeichnet werden. Die Dominanz von *Eudiaptomus gracilis* wurde ebenfalls von anderen Braunkohlentagebauseen beschrieben (KALBE 1958/59, HERBST 1966, TRAHMS 1972). Da diese Seen von den Autoren zu dem Untersuchungszeitpunkt als oligotroph eingestuft wurden, kann ein Zusammenhang zwischen Trophiestufe und dem dominanten Auftreten des herbivoren Zooplankters vermutet werden.

Ähnlichkeit mit dem Copepoden-Artenspektrum des Borkener Sees wies auch der oligotrophe Königssee auf. Dort waren im Untersuchungszeitraum 1979 bis 1980 *Cyclops abyssorum* und *Arctodiaptomus alpinus* zu finden. Für *A. alpinus* ist der Königssee der einzige Fundort für Deutschland. Die Art präferiert offenbar Alpengewässer, da sie auch in den Gewässern der angrenzenden Alpenländer auftritt. *A. alpinus* wird offenbar im Borkener See von *Eudiaptomus gracilis* vertreten.

Auch im oligotrophen Stechlinsee wurden – trotz langjähriger Untersuchungen – lediglich drei häufig und vier vereinzelt auftretende Copepoden-Arten für das Pelagial nachgewiesen.

Zahlreicher sind die Copepodenarten der Flachwasserzone des Borkener Sees. Bis auf zwei der Copepoden-Arten gelten jedoch alle in der Flachwasserzone gefundenen Arten als Bewohner des Litorals ausdauernder kleinerer oder größerer Gewässer. Lediglich von *Tropocyclops prasinus* und *Acanthocyclops robustus* ist bekannt, daß diese Arten unter bestimmten Bedingungen auch ins Pelagial von Seen vordringen können (EINSLE 1993). Mit der weiteren faunistischen Besiedlung der Flachwasserzone ist in den nächsten Jahren die Möglichkeit gegeben, daß sich von dort aus weitere Arten ins Pelagial des Borkener Sees ausbreiten können. Die Bedeutung einer strukturreichen Uferzone für die Arten wurde schon von KALBE (1958/59) für die Bitterfelder Braunkohlseen erkannt und eine ausreichende Differenzierung der Struktur für eine raschere Entwicklung gefordert.

5.5.1.2 Rotatoria

Die Anzahl der Rotatorienarten im Pelagial des Borkener Sees ist verglichen mit anderen Seen (z. B. Eifelmaare OEHMS & SEITZ 1992, Bieler See BERNER-FANKHAUSER 1982, Ammersee MORSCHIED, Harald 1999, Königssee SIEBECK 1982, Stechlinsee CASPER 1985) relativ gering (Tab. 36).

Nach PEJLER (1983) nimmt die Artenzahl der Rotatorien von ultra-oligotrophen zu den mesotrophen zu, anschließend sinkt die Artenzahl zu den hypertrophen Seen wieder ab. MAEMETS (1983) gibt allgemein für kalkreiche Seen geringe Artenzahlen für Rotatorien an. Der Vergleich des Borkener Sees mit den Untersuchungen des oligotrophen Königssees aus den Jahren 1978 bis 1980 zeigte, daß vier der 18 Rotatorienarten im Pelagial des Königssees mit den im Borkener See gefundenen übereinstimmten (SIEBECK 1982).

Die Untersuchungen der Eifelmaare ergaben in drei Seen unterschiedlicher Trophiestufe (OEHMS & SEITZ 1992) 16 bis 17 Rotatorienarten, von denen drei im Borkener See in größeren Individuendichten vorkamen. *Kellicottia longispina* erreichte im oligotrophen Gemündener Maar die höchsten Dichten. Diese Art war ähnlich wie im Borkener See ganzjährig in allen drei Maaren in wechselnden Abundanzen zu finden. Die Abundanzen von *Keratella cochlearis* waren dort deutlich höher als im Borkener See.

Tab. 36: Anzahl der Rotatorien-Arten, gemeinsame Arten und SÖRENSEN-Index für ausgewählte europäische Gewässer. Grau unterlegt ist der SÖRENSEN-Index, die Zahl im Rechteck entspricht der Artenzahl des jeweiligen Sees, die Anzahl gemeinsamer Arten ist im rechten Teil der Tabelle angegeben. Quellenangaben sind im Anhang 29 aufgeführt.

<div>Anzahl gemeinsamer Arten</div> <div>Artenzahl</div> <div>Sörensen-Index</div>	Pulvermaar	Weinfelder Maar	Gemündener Maar	Ammersee	Bieler See	Stechlinsee	Schöhsee	Lake2 Glubokoe	Lake1 Glubokoe	Königssee	Mindelsee	Borkener See	Alpsee
Pulvermaar	17	16	15	11	11	11	11	9	8	9	7	6	3
Weinfelder Maar	48	16	15	11	11	11	11	9	8	9	7	6	3
Gemündener Maar	45	47	16	10	10	12	11	9	8	9	7	7	3
Ammersee	33	34	31	16	12	11	9	8	7	9	7	6	3
Bieler See	30	31	28	33	20	12	11	9	8	9	8	6	3
Stechlinsee	21	22	24	22	34	35	15	10	7	11	11	8	4
Schöhsee	29	30	30	24	31	28	21	10	9	9	10	6	4
Lake Glubokoe 2	24	24	24	22	22	21	23	20	13	9	8	6	2
Lake Glubokoe 1	27	28	28	24	24	15	27	38	13	7	5	5	2
Königssee	26	26	26	26	24	18	24	23	23	18	5	5	2
Mindelsee	20	21	21	21	21	21	26	21	16	14	18	5	3
Borkener See	20	21	24	21	18	17	18	18	19	16	16	13	3
Alpsee	13	14	14	14	12	10	15	7	11	8	13	16	6

Die von HERBST (1966) untersuchten relativ flachen Braunkohletagebauseen des Kölner Raumes, die im Chemismus und dem Alter eher mit dem Borkener See vergleichbar sind, unterschieden sich hingegen stark in der Rotatorienzusammensetzung. *Kellicottia longispina* wurde dort nur in geringen Dichten gefunden, während eutrophe Verhältnisse anzeigende Arten dominierten.

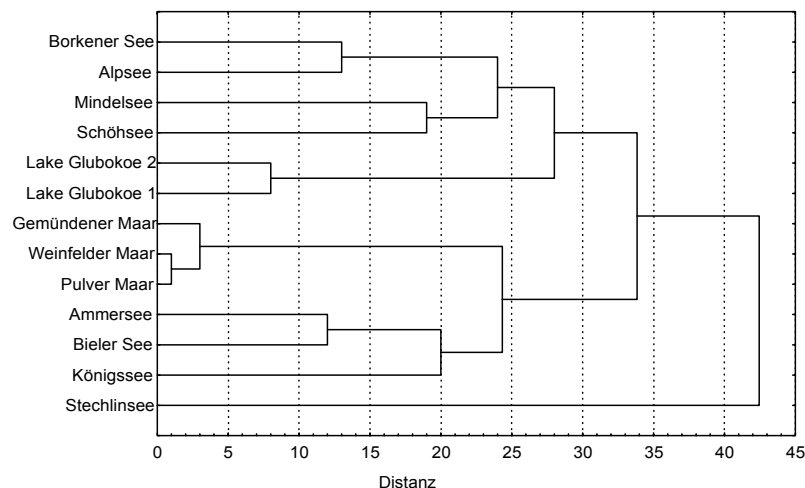


Abb. 90: Cluster der Übereinstimmung der Rotatorienarten von 13 Seen nach der Methode von WARD (Quadrierte Euklidische Distanzen).

KALBE (1958/59, zit. in TRAHMS 1972) beschrieb in den oligotrophen Seen des Bornaer Braunkohlereviere eine ausgesprochene Massenentwicklung des Zooplanktons, besonders der Rotatorien (*Keratella cochlearis*, *Synchaeta stylata* und *Polyarthra spp.*).

Die regionale Verbreitung der Rotatorienarten kann offenbar nicht allein nur durch den Vergleich der vorhandenen Arten erklärt werden.

TRAHMS (1972) differenzierte in seinen Untersuchungen die Rheinischen Braunkohleseen hinsichtlich des Alters der Seen und stellte fest, daß die Gesamtartenzahl der Phytoplankter mit zunehmendem Alter zunahm, die Artenzahl der Zooplankter jedoch nicht deutlich variierte. Rotatorien waren mit 10 bis 14 Arten vertreten, von denen *K. cochlearis* sehr häufig zu finden war. Die Hauptkomponente des Rotatorienplanktons im See mittleren Alters (20 Jahre) war *K. longispina*, diejenige Rotatorienart, die auch im Borkener See (ca. 25 Jahre) dominierte. Ob der Borkener See aufgrund seines Alters diese Rotatorienzusammensetzung besitzt und ob es sich um ein Sukzessionsstadium handelt, werden erst nachfolgende Untersuchungen nach einem größeren Zeitraum klären können. Ähnlich wie im Borkener See wurden in den Rheinischen Tagebauseen von TRAHMS (1972) häufig Arten mit einmaligen Funden angeführt und insgesamt die Besiedlungsstruktur als relativ unausgeglichene bezeichnet. Mit zunehmendem Alter der Seen stellte TRAHMS (1972) bezüglich des Auftretens der Arten eine Erhöhung der Stabilität der Biozönose fest.

Einzelne Rotatorien-Arten des Borkener Sees zeichnen sich durch Toleranz bzw. Präferenz von niedrigen Wassertemperaturen aus. Bezüglich des Ionengehaltes des Wassers existieren wenige Informationen, was das Auftreten der einzelnen Arten anbetrifft.

Es wird vermutet, daß sich Arten wie z. B. *Conochilus unicornis* trotz des hohen Calcium-Gehaltes noch im Borkener See einfinden werden, da im wasserchemisch vergleichbaren Stechlinsee ebenfalls eine ausgesprochen zahlreiche Rotatorienfauna mit 35 Arten vorhanden ist (CASPER 1985).

Bezüglich der Rotatorienarten verschiedener Seen ergab die Clusterung nach WARD (Quadrierte Euklidische Distanzen) am ehesten eine Übereinstimmung zwischen dem Borkener See und dem 62 m tiefen bayerischen Alpsee (Abb. 90). Die Faunenähnlichkeit rührt zum einen von der geringen Anzahl der Rotatorienarten in beiden Seen und zum anderen von der Übereinstimmung von drei der sechs Arten des Alpsees mit dem Borkener See. Insgesamt zeigt sich jedoch, daß eine enge räumliche Beziehung der Seen zueinander auch eine höhere Gemeinsamkeit im Artenspektrum ergibt (Maare, Alpenseen). Der Borkener See ist von seinem Artenspektrum jedoch eher vergleichbar mit den tieferen Alpenseen als den verhältnismäßig flachen Maaren der Eifel, obwohl die Entfernung geringer ist. Da die ausgewählten Eifelmaare verschiedene Trophiestufen repräsentieren, scheint der Einfluß dieses Faktors eine untergeordnete Rolle für das Auftreten der Rotatorien-Arten zu spielen. Der Stechlinsee fällt heraus, da er die größte Artenzahl besitzt und einen hohen Anteil gemeinsamer Arten mit den anderen Seen aufweist. Auch die gemeinsamen Artenzahlen des Schöhsees und des Bieler Sees mit den restlichen Seen sind mit 11-12 Arten sehr hoch. Die Clusterung scheint gerade im Hinblick auf den Stechlinsee oder Königssee die Bearbeitungsintensität und -zeitraum der Untersuchung widerzuspiegeln. Während die Artenliste dieser Seen von langjährigen Untersuchungen stammen, sind die Daten der anderen Seen meist auf ein oder zwei konkrete Jahre beschränkt.

5.5.1.3 ,Cladocera‘

Die Bestimmung der Daphnien-Taxa des Borkener Sees (*D. galeata*, *D. cucullata* und des Hybriden *D. x krausi*) erfolgte nach FLÖSSNER & KRAUS (1986) und FLÖSSNER (1993).

Das gemeinsame Auftreten von Arten einschließlich der Hybrid-Formen ist nach FLÖSSNER (1993) weit verbreitet. In seltenen Fällen können Hybriden als einzige Vertreter der Gattung auftreten und so eine rein parthenogenetische Population bilden. Das gleichzeitige Auftreten von *D. galeata*, *D. cucullata* und deren Hybrid-Form (*Daphnia x krausi*) wurde in weiteren mitteleuropäischen Gewässern beobachtet.

Die ,Cladoceren‘-Fauna des Borkener Sees ist ebenfalls wenig entwickelt. Außer den Daphnia-Taxa waren lediglich *Ceriodaphnia quadrangula* und *Bosmina longirostris* zu finden.

Die Verbreitung von *B. longirostris* ist wegen Unklarheiten der Bestimmung in den vergangenen Jahren nicht eindeutig abgrenzbar (LIEDER 1996). Die Art ist kein Kosmopolit, jedoch in Europa weit verbreitet. *Bosmina longirostris* hält sich sowohl in Dorfgräben als auch in großen Gewässern auf, wobei sie eher eutrophe Gewässer bevorzugen soll. Saure und oligotrophe Moorgewässer sollen gemieden werden. Sie ist unempfindlich gegenüber einem erhöhten Salzgehalt und ist in großen Gewässern eher im Litoral zu finden. Das Vorkommen im Borkener See erscheint daher als untypisch. Die nochmalige Überprüfung der Bestimmung bestätigte jedoch die Artzugehörigkeit zu *Bosmina longirostris*.

C. quadrangula wird auch im oligotrophen, kalkreichen Stechlinsee sowohl für das Pelagial als auch das Litoral angegeben (CASPER 1985). Die Art gilt nach AMOROS (1984) als Art kleinerer Biotope. Auch FLÖSSNER (1972) beschreibt *C. quadrangula* eher für kleinere,

oligotrophe bis schwach eutrophe Gewässer mit kalkarmem bis neutralem Milieu. Allerdings wurde sie auch als Euplankter in den Eifelmaaren vorgefunden.

C. reticulata die Schwester-Art, die im Borkener See nicht zu finden war, wird häufig als ‚Cladocere‘ besonders für große Gewässer angegeben (FLÖSSNER 1972). Hohe Dichten wurden in den Sommermonaten Juni und Juli auch in den oligotrophen Maaren von WAGNER & SEITZ (1992) nachgewiesen. *C. reticulata* wird von AMOROS (1984) für eutrophe Verhältnisse angegeben.

Die von GELLER & MÜLLER (1981) für oligotrophe Seen angegebenen Macrofiltrierer (*Sida*, *Holopedium*) waren im Borkener See nicht im Pelagial anzutreffen. *Sida cristallina* wurde in der Flachwasserzone nachgewiesen. Auch die räuberischen Arten (*Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindti*) wurden im Borkener See nicht beobachtet. Dies kann durch das noch sehr junge Alter des Borkener Sees bedingt sein, wodurch eine vollständige Nischenbesetzung noch nicht stattgefunden hat.

Diaphanosoma brachyurum ist eine weitere Cladoceren-Art, die in oligotrophen Seen hohe Dichten erreichen kann (WAGNER & SEITZ 1992, CASPER 1985) und die im Borkener See bislang (noch) fehlte.

5.5.2 Autökologische Aspekte

5.5.2.1 Copepoda

5.5.2.1.1 *Eudiaptomus gracilis*

E. gracilis galt bislang als herbivorer Greifer mit einer Nahrungsspezialisierung auf verschiedene Algen, die selektiv aufgenommen werden (BOGDAN & MCNAUGHT 1975). Inzwischen sind jedoch Experimente bekannt, die belegen, daß auch Ciliaten als Nahrungsquelle für *E. gracilis* nutzbar sind (EHRET & ROTHHAUPT 2000).

Die fehlenden Korrelationen im Borkener See mit bestimmten Algenarten, belegen die Vielseitigkeit in der Auswahl der Nahrung dieser Art. Lediglich die Copepodite waren mit dem Biovolumen der Chrysophyceen positiv korreliert.

Die hohe positive Korrelation zwischen den Copepoditen von *E. gracilis* und den Daphnien bedeutet, daß für beide eine Koexistenz trotz eines ähnlichen Nahrungsspektrums möglich ist. Die vertikale Verteilung beider Gruppen zeigte, daß sich deren Maxima sogar in der gleichen Tiefe befanden (Abb. 55 und Abb. 78). Auf die Koexistenz dieser Taxa und deren Nahrungsansprüche wird im Kap. 5.7 näher eingegangen.

Die Entwicklungsdauer von *E. gracilis* weist nur geringe Unterschiede in unterschiedlichen Seen auf. Während MORSCHIED, Harald (1999) in Übereinstimmung mit den Daten des Borkener See eine Entwicklungsdauer von 4-6 Wochen feststellte, betrug die Entwicklungsdauer im von EINSLE (1983) untersuchten Mindelsee in der Regel maximal vier Wochen.

Dort wurden die Maxima der Adulten regelmäßig im Juni/Juli und unregelmäßig im Mai, in den Herbstmonaten und teilweise auch in den Wintermonaten beobachtet. Ähnliche Ergebnisse zeigen auch die Daten vom Borkener See und vom Ammersee. Nach zahlreichen Untersuchungen weiterer Autoren, die HERZIG (1983) zusammenstellte, wurden jeweils mehrere Maxima im Laufe eines Jahres für *E. gracilis* festgestellt. Die Entwicklung gilt als kontinuierlich, ohne das Auftreten einer Diapause.

EINSLE (1983) grenzte im Mindelsee Generationen von April und Ende Mai ab. Der rasche Anstieg der Copepoditstadien in diesem Zeitraum wurde bedingt durch hohe Eizahlen in den Eiballen der adulten Weibchen. Die Zahl der Eier pro Eiballen, die im Mindelsee in den Frühjahrsmonaten im Mittel 24 Eier betrug, belegt die gute Ernährungssituation im Vergleich zum Borkener See. Die Zahl der Eier pro Eiballen von *E. gracilis* im Borkener See lag 1996 bis 1997 zwischen 4 bis 10 Eiern, so daß dies als äußerst niedrig zu bezeichnen ist (Anhang 19). ELSTER (1954) vermutete, daß die Zahl der Eier pro Eiballen als ein direktes Maß für die Trophie eines Sees verwendet werden könne. Später stellte EINSLE (1967) eine Erhöhung der Eiproduktion für den Bodensee-Obersee im Rahmen der Eutrophierung fest.

Eine vertikale Einnischung der Nauplien in 0-5 m wurde im Borkener See innerhalb der 1 ½-jährigen Vertikaluntersuchung während zweier Phasen – Anfang September 1995 und April/Mai 1996 – festgestellt. Diese Phasen waren mit einer ausgeprägten stabilen thermischen Schichtung verbunden (Abb. 11 und Abb. 55).

Anfang Mai 1995 war im Gegensatz zum Mai 1996 noch keine stabile Schichtung vorhanden. Die mittlere Windstärke pro Woche reduzierte sich 1995 erst ab Mitte Mai (Abb. 5) und lag um 0,6 Einheiten höher als im gleichen Zeitraum 1996, so daß der Aufenthaltsort der Nauplien stark durch die Windgeschwindigkeit beeinflußt war.

Im Winter 1995/96 war auch der Einfluß eines starken Windes am 14.12.1995 bei der Verteilung der Adulten nachzuweisen (Anhang 3). Waren die Adulten von November bis April überwiegend in einer Tiefenzone zu finden, so waren sie an diesem Tag über die gesamte Wassersäule von 0 - 20 m verteilt (Abb. 55). Die vertikale Verteilung der Adulten im Sommer mit Maxima in 5 - 15 m ist vergleichbar mit den Ergebnissen von MORSCHEID, Harald (1999) im Ammersee. EINSLE (1983) dagegen fand im Mindelsee die Maxima in den oberflächennahen Schichten. Als Ursache muß hier der fehlende Sauerstoff im Sommer unterhalb von 6 m angenommen werden. Eine Erklärung für die Einnischung der Adulten im Borkener See im Hinblick auf das Nahrungsangebot konnte nicht gefunden werden, da keine tiefenabhängigen Phytoplanktonproben zu diesem Zeitpunkt genommen wurden.

5.5.2.1.2 *Cyclops abyssorum*

Die Verteilung der Adulten und Copepodite auf Temperaturbereiche unterhalb von 16°C stellte MORSCHEID, Harald (1999) im Ammersee fest. Im Borkener See läßt sich ein vergleichbarer Temperaturbereich abgrenzen (Abb. 56). Allerdings stellte MORSCHEID, Harald (1999) auch das Vorhandensein von *C. abyssorum* bei 21°C fest. HERZIG (1983) stufte die Art aufgrund sehr variierender Reproduktionstemperaturen als eurytherm ein.

Die omnivore bis carnivore Ernährungsweise zahlreicher Cyclops-Arten ist seit langem bekannt (EINSLE 1993, WILLIAMSON 1983, HERZIG 1983). Zur Nahrung gehören neben Rotatorien besonders auch Daphnien und calanoide Copepoden (EINSLE 1983) aber auch die Nauplien der eigenen Art können auf dem Speiseplan (VAN DEN BOSCH & SANTER 1995) stehen.

Die Korrelationen von *Cyclops abyssorum* im Borkener See mit den verschiedenen Entwicklungsstadien von *E. gracilis* bestätigen die carnivore Ernährungsweise. Die Copepoditstadien von *C. abyssorum* korrelierten zeitlich signifikant mit den calanoiden Nauplien und den Adulten mit Eiern von *E. gracilis*. Damit konnten die Copepodite die Nauplien als gute Nahrungsgrundlage nutzen. Nach EINSLE (1993) ist erst mit dem Erreichen des V. Copepoditstadiums eine Umstellung der Ernährungsweise von herbivor zu carnivor verbunden, so daß nicht alle Copepoditstadien tierische Nahrung zu sich nehmen. Eine Differenzierung der Daten des Borkener Sees war aufgrund der gemeinsam ausgezählten Copepoditstadien nicht möglich, so daß aus Gründen der Vereinfachung alle Copepoditstadien als räuberisch zusammengefaßt wurden.

Die Vertikalbeprobung von 1995 bis Mitte 1996 zeigte, daß besonders im Mai/Juni 1995 eine zeitliche und räumliche Übereinstimmung (10 - 20 m) zwischen den Nauplien der Calanoida und den Copepoditen von *Cyclops* bestand. Im weiteren Verlauf des Jahres waren die Nauplien überwiegend in den oberflächennahen Regionen zu finden, während sich die

Maxima der Copepodite in den tieferen Zonen befanden. Eventuell ist diese Verteilung der Nauplien nur die Folge des Fraßes durch die Copepodite.

Zwischen den Nauplien der Cyclopoida einerseits und deren Copepoditstadien und Adulten andererseits konnte dagegen nicht nur teilweise eine zeitliche Trennung sondern auch weitgehend eine Trennung in unterschiedlichen Tiefenstufen festgestellt werden (Kap. 4.6.2.1.2). Während Nauplien eher die oberen 0-5 m bzw. bei hohen Dichten auch 0-10 m bevorzugten, waren die Copepoditstadien und Adulten von *C. abyssorum* auf die tieferen Zonen konzentriert.

Diese Segregation der Entwicklungsstadien mit unterschiedlichen Ernährungsweisen (Adulte und 5. Copepoditstadium carnivor bzw. omnivor, weitere Copepoditstadien und Nauplien herbivor) kann als Vermeidung von Kannibalismus und der Reduktion juveniler Mortalität gedeutet werden und widerspricht den Schlußfolgerungen von VAN DEN BOSCH & SANTER (1995). Die Autoren interpretierten, daß Kannibalismus oder intraspezifische Prädation conspezifischer Nauplien in Nährstoffmangelsituationen eine alternative Nahrungsquelle bieten. Beobachtungen der Angriffe auf Beuteorganismen zeigten, daß Adulte von *Cyclops abyssorum* jedoch nicht zwischen Nauplien der eigenen Art und anderen Nauplien unterscheiden konnten.

Die Entwicklung von *C. abyssorum* kann sehr variabel bezüglich des Auftretens einer Diapause sein (NILSSEN & ELGMORK 1977, EINSLE 1968, HERZIG 1983). HERZIG (1983) stellte für *C. abyssorum* eine kontinuierliche Entwicklung ohne Diapausestadien fest. MENNE & SEITZ (1992) stellten im Weinfelder Maar keine Diapause, aber eine große Anzahl überwinternder Nauplien fest. EINSLE (1964) dagegen beobachtete im Bodensee eine Sommerdiapause des V. Copepoditstadiums, allerdings von *Cyclops strenuus*. Die Sommerdiapause des V. Copepodit-Stadiums von *Cyclops abyssorum* soll – wie von SANTER & LAMPERT (1995) nachgewiesen – die Konkurrenz mit den intensiv filtrierenden Daphnien vermeiden und so die Überlebenswahrscheinlichkeit der Nauplien erhöhen.

Die Daten des Borkener Sees lassen – wie in der Untersuchung von MENNE & SEITZ (1992) – eine Überwinterung der Nauplien im Januar und Februar erkennen. Es waren in den Wintermonaten wenige cyclopoide Adulte und zahlreiche Nauplien vorhanden, aber keine Copepodite (Abb. 54). Copepodite traten erst zwei Monate später in den Proben auf. Die Entwicklung zu den Adulten wurde fortgesetzt, aber es wurden keine Naupliusmaxima in den Sommermonaten beobachtet. Erst zum Herbst stieg die Zahl der Nauplien an. Dennoch waren ständig cyclopoide Nauplien in geringen Dichten in den Proben vorhanden. Dies spricht dafür, daß parallel auch eine kontinuierliche Entwicklung stattfand, lediglich in Zeiten mit günstigen Nahrungsbedingungen erfolgte eine rasche Entwicklung der Nauplien zu Copepoditen und Adulten.

Die Nahrungsansprüche gerade der Nauplien von *C. abyssorum* sind im Vergleich zu anderen Arten derselben Gattung nach Untersuchungen von SANTER & LAMPERT (1995) niedriger, daher wird die Bevorzugung von oligotrophen bis mesotrophen Gewässern erklärbar.

5.5.2.2 Rotatoria

Die Abundanz, das vertikale und saisonale Auftreten von Rotatorien wird bei einigen Arten maßgeblich von der Wassertemperatur beeinflusst. Schon RUTTNER-KOLISKO (1977) wies auf die Bedeutung der klimatischen Faktoren und der Temperatur für das zeitliche Auftreten von Rotatorien in ihren Untersuchungen hin. Ein weiterer Aspekt, der auch das saisonale Auftreten der einzelnen Arten bestimmt, ist die Nahrungsverfügbarkeit, daher soll in den folgenden Kapiteln dieser Faktor verstärkt beleuchtet werden.

5.5.2.2.1 *Kellicottia longispina*

K. longispina war im Borkener See im April/Mai mit den höchsten Abundanzen zu finden. Dieses zeitliche Fenster ähnelt dem im Ammersee (MORSCHIED, Harald 1999) und im See Erken (NAUWERCK 1963), während in den oligotrophen Eifelmaaren *K. longispina* ganzjährig in hohen Dichten vorhanden war (OEHMS & SEITZ 1992).

K. longispina ernährt sich microphag und ist spezialisiert auf kleine Chrysomonaden, *Erkenia subaequiciliata*, *Rhodomonas*-Arten und *Cryptomonas*-Arten, verschmäht dagegen Bakterien und Detritus (NAUWERCK 1963, DUMONT & GREEN 1980). Freilanduntersuchungen von RADWAN (1980) belegen ebenfalls die Abundanzabnahme von *K. longispina* mit sinkendem Anteil des Nanoplanktons ($< 10 \mu\text{m}$), insbesondere von *Cryptomonas pusilla*. Diese Untersuchungen können durch die hohe Korrelation von *K. longispina* mit den kleinen Chrysophyceen-Arten *Kephyrion* und *Pseudokephyrion* der Daten des Borkener Sees belegt werden (Kap. 4.6.2.2.1, Tab. 23). Die zeitliche Übereinstimmung ist sowohl 1995 als auch 1997 gegeben. 1997 trat das lange und hohe Maximum dieser Art zeitgleich mit der Abundanz der kleinen Chrysophyceen auf (Abb. 61 und Abb. 46).

Von zahlreichen Untersuchern wird *K. longispina* als eurytherm eingestuft (NAUWERCK 1963, WALZ 1993). Das Abundanzmaximum im See Erken lag anders als beim Borkener See bei Temperaturen von 15 - 16 °C (NAUWERCK 1963) in Tiefen von 1 - 7 m. KOSTE (1978) ordnet *K. longispina* wegen der überwiegenden Verteilung unterhalb einer Temperatur von 15 °C als „kalt-eurytherm“ und RADWAN (1980) als kalt-stenotherm ein. Die Verteilung der Art im Borkener See unterstützt die Einstufung von RADWAN (1980). *K. longispina* wurde während der Maxima vor allem im Mai/Juni in einer Tiefe von 10 bis 20 m bei einer Temperatur von 5,5°C gefunden (Abb. 61).

Diese Temperaturpräferenz ist typisch für kalt-stenotherme Arten. Die Entwicklung kalt-stenothermer Arten soll nach NAUWERCK (1963) unter niedrigen Temperaturen kürzer sein als diejenige von warm-stenothermen oder eurythermer Arten.

Auch der Fertilitätskoeffizient (Weibchen mit Eiern/Weibchen ohne Eier pro Volumen) erreichte im Metalimnion (6-12 m) eines mesotrophen, tiefen Sees bei Wassertemperaturen unter 14°C die höchsten Werte.

Durch die langgestreckten Spinae ist *K. longispina* vor Fraßdruck durch Fische und besonders auch vor räuberischen Rotatorien und Copepoden geschützt. *K. longispina* ist

neben den *Filinia*-Arten Hauptnahrungsbestandteil des räuberischen Rädertiers *Ascomorpha priodonta* (DUMONT 1977). Diese Art wurde jedoch bislang nicht im Borkener See nachgewiesen.

5.5.2.2.2 *Filinia terminalis*

Filinia terminalis trat bevorzugt in den Frühjahrsmonaten im Borkener See auf, wobei das Maximum etwa im März/April lag und die Art das Abundanzmaximum bei einer Tiefe von 10 bis 20 m bei 5,5 °C besaß.

Im Ammersee dagegen zeigte *F. terminalis* keine jahreszeitliche Präferenz (MORSCHIED, Harald 1999). RUTTNER-KOLISKO (1977) gibt für *Filinia terminalis* die Monate Mai bis März mit Maxima variierend von Sept. bis Januar an, so daß auch für den Borkener See mit einer Veränderung des zeitlichen Auftretens gerechnet werden kann.

HOFMANN (1977) beobachtete, daß *F. terminalis* keine Wanderbewegungen vom Epi- ins Hypolimnion durchführte, sondern höhere Geburtenraten innerhalb des Hypolimnions zu höheren Abundanzen führten. Im oligotrophen Halchensee wurde die Art im Sommer in Tiefen von 8 bis 22 m bei Wassertemperaturen von 10°C gefunden (SCHABER & SCHIMPF 1984).

F. terminalis ernährt sich microphag und ist auf frischen Detritus, Bakterien und kleine Algenarten spezialisiert (NAUWERCK 1963, POURRIOT 1977). Die Rotatorien-Art gehört zu den Generalisten bezüglich der Nahrungswahl (WALZ 1997), dies zeigt auch die hohe positive, höchst signifikante Korrelation zwischen der Abundanz der Rotatorien-Art mit der Höhe des Biovolumens der µ-Algen (Kap. 4.6.2.2.2). Diese Ernährungsweise bei gleichzeitiger Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoff-Konzentrationen ermöglicht es der Art auch in größeren Tiefen geschichteter eutropher Seen zu existieren (RUTTNER-KOLISKO 1980). Die Abgrenzung zu *Filinia hofmanni* erfolgt durch die Länge und Position der Caudalborste, aber auch über ökophysiologische Parameter (KOSTE 1980). *F. hofmanni* kann sich ganzjährig im Bereich der Sauerstoffgrenze von 0,5 - 1,2 mg O₂/l bei 4 - 5°C aufhalten.

5.5.2.2.3 *Ascomorpha ovalis*

Ascomorpha ovalis hielt sich in den warmen Sommermonaten überwiegend in den flacheren bis 10 - 15 m tiefen Uferbereichen auf. Während der Zirkulationsphase auch in geringeren Tiefen, da die Wassertemperaturen zu diesem Zeitpunkten niedriger waren. Aufgrund der räuberischen Lebensweise mit Nahrungsspezialisierung auf Dinoflagellaten, besonders auf *Ceratium*-Arten (RUTTNER-KOLISKO 1972, KOSTE 1978, POURRIOT 1977), war *A. ovalis* im Borkener See eng gekoppelt mit dem Lebenszyklus und dem zeitlichen und räumlichen Erscheinen von *Ceratium. hirundinella* (Abb. 91).

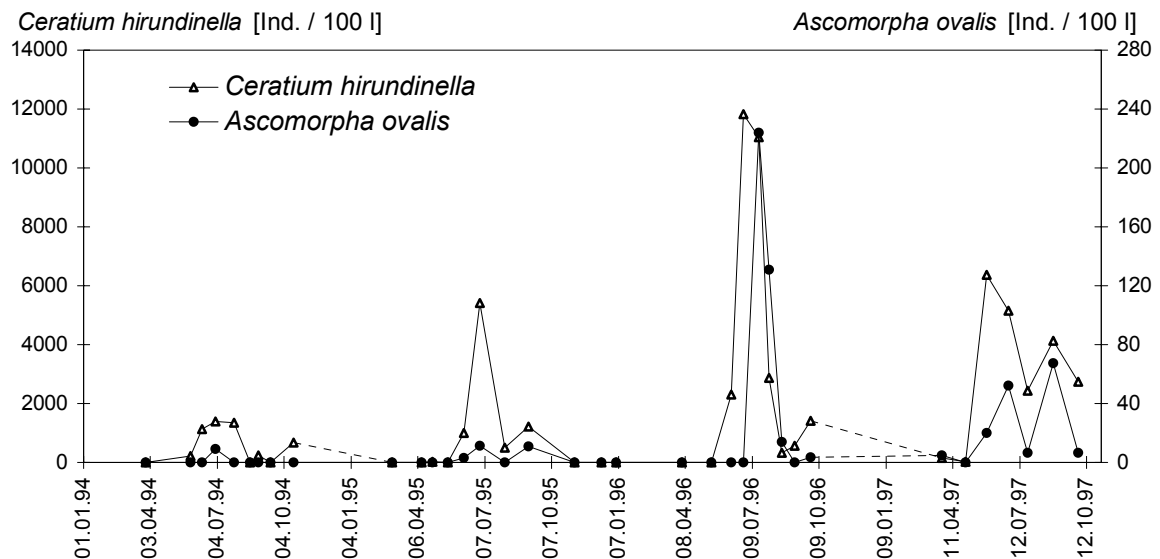


Abb. 91: Abundanz von *Ascomorpha ovalis* und *Ceratium hirundinella* an der PS ‚Boje‘ von 1994 bis 1997.

Vor allem die hohen Abundanzen des Räubers und des Beuteorganismus an der PS ‚Nordbucht‘ belegen diese Ergebnisse (Anhang 16). Aufgrund der hohen Abundanzen in den flacheren Tiefenbereichen kann die Art im Borkener See als Litoralform gelten. Obwohl *Ceratium hirundinella* auch im Pelagial des Sees in hohen Dichten auftrat, konzentrierte sich *A. ovalis* überwiegend im flacheren Bereich der Nordbucht.

Wie der Abundanzverlauf der vier Jahre zeigt, benötigt *A. ovalis* offenbar eine hohe Beutedichte, um entsprechend hohe Abundanzen im Pelagial aufbauen zu können.

5.5.2.2.4 *Polyarthra dolichoptera*

Für *Polyarthra dolichoptera* gibt RUTTNER-KOLISKO (1977) die Monate April bis Januar mit Maxima im Juli an. MORSCHIED, Harald (1999) beobachtete *P. dolichoptera* im Ammersee im Mai/Juni aber auch im Herbst. Als Schwerpunkte im Borkener See sind dagegen die Sommermonate einschließlich Oktober und November anzugeben (Abb. 67 und 68).

Auch diese Art hielt sich im Borkener See in unterschiedlichen Tiefenzonen, jedoch mit Präferenz für Temperaturen unterhalb von 10 °C im Bereich von 10 bis 20 m auf. Die Temperaturen im Bereich der 10 bis 12 m tiefen nördlichen Probestelle lagen zum Zeitpunkt der maximalen Abundanz zwischen 14 und 18°C (Abb. 68). Allgemein gilt *P. dolichoptera* im Gegensatz zu *P. vulgaris*, die in vielen flachen Gewässern dominiert und im Borkener See nicht beobachtet wurde, als kaltstenotherm.

Die räumlich-zeitliche Verteilung der Art könnte zum einen an der Bevorzugung tieferer, kühlerer Zonen des Wasserkörpers, zum anderen auch am Fehlen der Hauptnahrungsbasis in den wärmeren Monaten oder auch an der Präferenz der Nahrung für diese Tiefenstufen begründet sein. MIRACLE (1977) begründet den Aufenthalt in größeren Tiefen mit der Toleranz gegenüber geringen hypolimnischen Sauerstoff-Konzentrationen.

P. dolichoptera filtriert im Vergleich zu *P. euryptera*, die die doppelte Körperlänge besitzt, 6-7 mal schneller, so daß die Art als ein sehr effektiver Filtrierer eingestuft werden kann. Im Gegensatz zu *P. euryptera* soll *P. dolichoptera* keine Peridinen fressen (BOGDAN et al. 1980).

P. dolichoptera fraß in Laborexperimenten nur Algen, keine Hefezellen und keine Bakterien (BOGDAN et al. 1980). Die Art soll bei der Nahrungsaufnahme auf *Cryptomonas*-Arten (DUMONT 1977) spezialisiert sein

Im Borkener See war die Abundanz von *P. dolichoptera* korreliert mit dem Biovolumen sowohl der Dinophyceen und vor allem mit *Ceratium hirundinella* als auch dem Anteil der μ -Algen und dem Nanoplanktonbiovolumen. Die Korrelation mit den Zellzahlen des Dinoflagellaten *C. hirundinella* kann ein Hinweis auf die dennoch räuberische Ernährungsweise dieses Rotators sein, da sich die zeitliche Verteilung der beiden Arten weitgehend überlappt (Anhang 16). Bei der Korrelation der beiden Arten könnte es sich aber auch um eine Scheinkorrelation handeln, die durch einen noch unbekannten weiteren Faktor verursacht wurde. Auffallend war jedoch, daß die höchsten Dichten an ufernahen Probestellen zu finden waren und zum selben Zeitraum die Dichte von *C. hirundinella* dort ebenfalls ausgesprochen hoch war, was wiederum auf eine Räuber-Beute-Beziehung deuten könnte. Da jedoch auch die Abundanzen der Nahrung von *P. dolichoptera* (*Cryptomonas*-Arten und der μ -Algen) – wie die Beprobung der nur 12 m tiefen PS „Nordbucht“ 1997 zeigte – in den flacheren Regionen des Sees besonders hoch waren, handelt es sich bei der Korrelation zwischen *C. hirundinella* und *P. dolichoptera* vermutlich nicht um eine Fraßbeziehung.

5.5.2.2.5 *Keratella cochlearis*

Keratella cochlearis präferierte eindeutig die wärmere Jahreszeit und auch die wärmere Tiefenzone von 0-5 m. MORSCHIED, Harald (1999) gibt für den Ammersee die Art in den Monaten Mai und Juni mit einer wesentlich höheren Abundanz als im Borkener See an. *K. cochlearis* soll nach RUTTNER-KOLISKO (1977) ganzjährig in Seen auftreten.

Allgemein bezeichneten jedoch sowohl RUTTNER-KOLISKO (1977) als auch HERZIG (1987) das zeitliche Auftreten von Rotatorien als relativ variabel. WALZ (1993) gibt für die Art eine maximale Wachstumsrate bei 15°C an.

Nach BOGDAN & GILBERT (1987) frißt *K. cochlearis* mit der höchsten Effektivität die kleinsten Zelltypen in Form von Bakterien oder Algen (*Nannochloris*, *Synechococcus*). Dies wird bestätigt durch die sehr hohe Korrelation zwischen μ -Algen und der Abundanz von *K. cochlearis* im Borkener See (Kap. 4.6.2.2.4). Nach POURRIOT (1977) ist die Art in Gewässern mit einem hohen Nanoplanktonanteil bestehend aus Chlorophyceen und Volvocales selten zu finden. NAUWERCK (1963) schloß aus seinen Untersuchungen, daß *K. cochlearis* im Frühjahr *Erkenia subaequiciliata* frißt und im Sommer *Rhodomonas minuta*. Wohingegen STARKWEATHER & BOGDAN (1980) in experimentellen Arbeiten eine deutliche Präferenz für

Detritusbestandteile feststellten. Nach WALZ (1993) soll die Art besonders gut an geringe Futter-Konzentrationen innerhalb der Gruppe der Rotatorien angepaßt sein. Daher könnte sie einen Zeigerorganismus für oligotrophe Verhältnisse darstellen. GANNON & STEMBERGER (1978) ordnen die Art dagegen eher eutrophen Verhältnissen zu, während SLADECEK (1983) sie als Anzeiger für beta-oligosaprobe Bereiche verwendet, allerdings mit einem äußerst geringen Indikatorgewicht, da *K. cochlearis* in allen Belastungsstufen vertreten war (Anhang 22). Durch die unterschiedliche Zuordnung der Autoren läßt sich *K. cochlearis* lediglich als wärmeliebende Art charakterisieren, jedoch keine Präferenz bezüglich des trophischen Zustandes des Sees angeben.

5.5.2.2.6 *Keratella quadrata*

K. quadrata war im Borkener See nur in geringen Dichten in den Monaten Mai oder Juni vorhanden. Die Art zählt auch im Ammersee nicht zu den dominanten Arten, ist aber in Dichten bis maximal ca. 2000 Ind./100 l vertreten. Das Hauptauftreten liegt ebenfalls in den warmen Monaten Mai bis Juli MORSCHIED, Harald (1999).

Das Erscheinen von *Keratella quadrata* soll eng gekoppelt mit dem Auftreten von Bakterien- und Detritusmaxima (NAUWERCK 1963, DUMONT 1977) sein. Die Ernährungsweise wird von WALZ (1997) als „polyphagus“ bezeichnet. Die von *K. quadrata* ingestierte Partikelgröße soll unter 10 µm liegen. *K. quadrata* soll allerdings vielseitiger in der Nahrungswahl als *K. cochlearis* sein und auch Chlorococcales, Volvocales und Euglenophyceen fressen (NAUWERCK 1963, POURRIOT 1977). Die Abundanzen können daher besonders in nahrungsreichen Kleingewässern stark ansteigen. Für den Borkener See wird daher vermutet, daß die Dichte der Art zum einen aufgrund der ungenügenden Nahrungsvoraussetzungen bezüglich des Algenspektrums (Dominanz von Bacillariophyceen, Dinophyceen, Chrysophyceen, Cryptophyceen) nicht sehr hoch ist. Zum anderen könnte auch eine Temperaturpräferenz vorliegen, die in tiefen Seen aufgrund der Mischungsverhältnisse nur in einem kurzen zeitlichen und räumlichen Fenster verwirklicht werden kann.

5.5.2.3 ‚Cladocera‘

5.5.2.3.1 *Daphnia* spp.

Aufgrund der Cyclomorphose und der Hybridisierungen der Daphnien ist eine Abgrenzung der Arten *D. hyalina* und *D. galeata* und *D. cucullata* einschließlich *D. longispina* Forschungsgegenstand der letzten Jahrzehnte gewesen (WOLF & MORT 1986, LAMPERT & WOLF 1986, SCHIERWATER et al. 1994, MORT 1986, CHRISTIE 1983).

Nach Untersuchungen norddeutscher Seen tritt die Hybrid-Form *D. galeata x cucullata* am häufigsten im Frühjahr auf (WOLF 1987). Diese Beobachtung konnte bei der zeitlichen Verteilung der Arten im Borkener See nicht bestätigt werden. Die Daphnien-Taxa einschließlich *D. galeata x cucullata* waren hier mit einer Ausnahme überwiegend in den frühen Sommermonaten in höheren Abundanzen zu finden (Abb. 77).

Obgleich die tägliche vertikale Wanderung der verschiedenen Daphnien-Taxa lediglich mit einer Probenahme belegt werden konnte, zeichnet sich die Hybrid-Form, sowohl in dieser Beziehung als auch bei der Verteilung im Längsverlauf des Sees, gegenüber *D. galeata* und *D. cucullata* durch eine intermediäre Verteilung oder ein intermediäres Verhalten aus (Abb. 79 und 80).

MÜLLER & SEITZ (1993) wiesen für die Hybrid-Form *D. galeata* x *cucullata* eine weniger starke Migration im Vergleich zu *D. galeata* nach, allerdings auch eine hohe interclonale Variabilität bezüglich des Wanderverhaltens. Jahreszeitliche Unterschiede und Altersunterschiede im Wanderverhalten wiesen BAST et al. (1993) nach. *D. galeata* x *cucullata* wurde dort ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung noch in den Tiefen mit einer hohen Abundanz angetroffen, in denen *D. galeata* nicht mehr vorhanden war (Abb. 78).

SPAACK & HOEKSTRA (1995) verglichen verschiedene Variablen zwischen den Taxa und kamen zu dem Ergebnis, daß Hybriden gerade durch eine Plastizität gekennzeichnet sind, die ihre zeitweise hohe Anpassung in variablen Umweltbedingungen bedingt (*temporary hybrid superiority*). *D. cucullata* und vor allem die Hybrid-Form seien aufgrund abweichender life-history Daten (z. B. kleinere Größe bei einem hohen Fischfraßdruck) bevorteilt. SCHWENK & SPAACK (1997) beschreiben Daphnia-Hybriden als an temporäre ökologische Nischenbedingungen angepaßte Organismen, die abhängig vom jeweiligen Futterangebot, den Wassertemperaturen und den vorhandenen Prädatoren auftreten. Eine temporäre Dominanz der Hybriden war im Borkener See allerdings nicht zu identifizieren, da *D. galeata* und die Hybrid-Form in annähernd gleichen Häufigkeiten auftraten.

WOLF & WEIDER (1991) stellten signifikante life-history Differenzen der Hybriden und deren Eltern vor allem bezüglich Wachstumsrate und Wassertemperatur fest. Einen Hinweis auf eine Präferenz für höhere Temperaturen von *D. galeata* geben auch die Tiefenauszahlungen des Borkener Sees Mitte Mai 1995 (Abb. 78), da unterhalb von 20 m keine Individuen von *D. galeata* mehr auftraten, die Hybrid-Form und *D. cucullata* jedoch noch in 30 m zu finden waren.

Die Nahrungspräferenz der Daphnien für Flagellaten und vor allem Cryptophyceen (STARKWEATHER 1980, RICHMAN & DODSON 1983, STARKWEATHER 1983, STEINER et al. 2000) erklärt das zeitgleiche Erscheinen und die hohe Korrelation zwischen der Abundanz der Daphnien und den Taxa *Rhodomonas* und *Cryptomonas* im Borkener See (Anhang 17). Auch WICKHAM (1993), der Untersuchungen zur Nahrungswahl und Überlebensrate von Daphnien mit Ciliaten, *Keratella cochlearis* und Cryptomonaden durchführte, kam zu dem Ergebnis, daß *Cryptomonas* eine sehr gute Futterqualität für Daphnien darstelle.

Anhand von Korrelationen der Daten des Borkener Sees ergeben sich Vermutungen über Unterschiede bezüglich der Nahrungswahl und des Nahrungsangebotes der beiden Daphnien-Taxa und der Hybrid-Form. Die Korrelation von *D. galeata* mit dem Auftreten von Grünalgen könnte auf eine Futterpräferenz oder auf die Fähigkeit der Nahrungsnutzung der Grünalgen hindeuten.

D. galeata scheint am stärksten durch hohe Zelldichten der pennaten *Fragilaria*-Arten und das Vorkommen von filamentösen Cyanophyceen beeinträchtigt zu werden.

Hohe Konzentrationen der Blaualge *Oscillatoria* können die Wachstumsrate und Reproduktion der Daphnien stark einschränken. Der Filtrierapparat der Daphnien wird verstopft und die Effektivität der Nahrungsaufnahme sinkt (LAMPERT 1987a). WAGNER (2000) beobachtete dagegen für *Daphnia galeata* trotz der Anwesenheit fädiger Blaualgen der Gattung *Tribonema* hohe Wachstumsraten durch die Möglichkeit der Verkleinerung der Carapaxspalte. Schon GLIWICZ & SIEDLAR (1980) untersuchten die Funktionsweise des Filtermechanismus bei *D. cucullata* unter Zugabe der Blaualge *Anabaena* und stellten einen ähnlichen Steuerungsmechanismus fest. Die Untersuchungsergebnisse sind daher widersprüchlich. Eine starke Inhibition schon bei geringen Konzentrationen der Algen ist – besonders bei *Microcystis* – eher ein Effekt der Toxizität als eine starke Inhibition aufgrund gestörter Filtrierleistungen.

Eine Inhibition der Daphnien könnte im Borkener See 1994 vorgelegen haben. Die in diesem Jahr sehr geringe Individuendichte deckt sich mit der hohen Dichte der filamentösen Cyanophyceen-Arten *Oscillatoria* spp. (Abb. 77).

Auch im September 1997 war *Oscillatoria* spp. im Pelagial vorhanden, und das Herbstmaximum der Daphnien fiel aus. Die gleichzeitig im Pelagial vorhandene Alge *Anabaena* cf. *flos aquae* hatte offenbar auf die Abundanz der Daphnien nur geringen Einfluß, da das alleinige Auftreten von *Anabaena* zu einem späteren Zeitpunkt nicht zur Dezimierung der Population führte.

Für die geringe Abundanz der Daphnien 1994 könnte allerdings auch der hohe Tonmineralanteil, der in den Jahren des ansteigenden Wasserspiegels (1994 und 1995) an der niedrigen Sichttiefe erkennbar war, verantwortlich sein. Daphnien sollen in ihrer Filtriertätigkeit durch hohe Gehalte an Tonpartikeln eingeschränkt werden (LAMPERT 1987b, KIRK 1991).

STRAILE & GELLER (1998) fanden im Verlauf der Eutrophierung des Bodensees für *Daphnia galeata* eine Verlängerung der Zeitspanne des Auftretens von drei Monaten bis zu 7 Monaten. Auch im Borkener See waren die Phasen des Auftretens von *Daphnia* spp. in den einzelnen Untersuchungsjahren unterschiedlich lang. Die längste Periode im Borkener See war von Mai 1995 bis Juli 1995 festzustellen. Auffallend war in diesem Jahr neben dem geringen Phytoplanktonbiovolumen die äußerst niedrige Abundanz der räuberischen Copepoditstadien als auch der Adulten von *Cyclops abyssorum*. Im Fall des Borkener Sees dürfte die lange Periode der Daphnien auf einen geringen Räuberdruck zurückgeführt werden können (Kap. 5.6).

5.5.2.3.2 Weitere ‚Cladocera‘

Bosminen, die als gute Detritus und Bakterienverwerter bekannt sind, traten im Borkener See in höheren Abundanzen nur 1993 und 1994 auf, in geringen Dichten auch im September 1997. Auch von WESTERMANN (1993) wurde diese Art schon Anfang der 90er Jahre in hohen Abundanzen nachgewiesen. Aufgrund der breiten Nahrungspalette gelten Bosminen als relativ anspruchslos unter den Cladoceren (BOGDAN & GILBERT 1987).

Nach GLIWICZ (1977) werden Bosminen weniger durch das Vorkommen von fädigen Blaualgen beeinflusst als Daphnien, so daß diese Ergebnisse eine Erklärungsmöglichkeit für

die relativ hohe Abundanz von *Bosmina longirostris* im August 1994 und das Auftreten im August und September 1997 bieten (Anhang 13).

Eventuell kann der Ausfall der Bosminenpopulation 1995 und 1996 durch Nahrungsmangel bedingt sein, z. B. Reduktion der Bakterien im Pelagial. Da über Bakteriendichten keine Untersuchungen vorliegen, kann lediglich aus den Ergebnissen von COVENEY & WETZEL (1995), die eine enge Korrelation zwischen Bakterienbiomasse, -produktion und -wachstumsrate und der Phytoplanktonbiomasse und -produktion in oligotrophen Seen feststellten, geschlossen werden. Die Korrelation bestehe jedoch eher in einer ähnlichen Reaktion auf Umweltbedingungen als in einer metabolischen Verbindung dieser Komponenten. Auch CURRIE (1990) vermutete schon einen positiven mutualen Effekt zwischen Bakterien und Phytoplankton, nachdem er belegte, daß die Bakterienabundanz stärker mit der Phosphat-Konzentration korreliert war als mit der Chlorophyll-Konzentration.

Da 1995 und 1996 eine Reduktion der Phytoplanktonbiomasse im Borkener See nachgewiesen wurde, war damit vermutlich auch eine Reduktion der Bakterienbiomasse verbunden. Für die überwiegend bakterienfressende Gattung *Bosmina* könnte die dann ungenügende Nahrungsgrundlage eine mögliche Ursache für das Fehlen bzw. die geringe Dichte in den beiden Jahren sein. Allerdings existieren auch Untersuchungen, die eine Verhaltensflexibilität bei der Auswahl der Nahrung bzw. eine selektive Aufnahme qualitativ höherwertiger Nahrung bei *Bosmina* belegen (DEMOTT & KERFOOT 1982). GOULDEN & HARZIG (1980) vermuten, daß die Jugendstadien der Gattung *Bosmina* aufgrund eines geringeren Gehaltes an Öltröpfchen lediglich kurze Hungerperioden überstehen können als Daphnien-Juvenile. Diese Tatsache stellt eine weitere Erklärungsmöglichkeit für das nur spärliche Auftreten der Gattung *Bosmina* in den Jahren mit einem niedrigen herbstlichen Phytoplanktonbiovolumen im Borkener See dar.

Weiterhin wurde im Borkener See *Ceriodaphnia quadrangula* nachgewiesen, die erstmals im Herbst 1997 zum Zeitpunkt des höchsten Nanoplanktonbiovolumens auftrat.

Die Art sei stark mit dem Bakterienwachstum korreliert (NAUWERCK 1963), so daß die Ernährungsweise offensichtlich bakterivor sein soll. FLÖSSNER (1972) vermutet bei *C. quadrangula* einen weniger effektiv arbeitenden Filtrierapparat als bei Daphnien, so daß auch ein Vorkommen in humusreichen Gewässern möglich ist.

C. quadrangula wird als hocheffiziente feinfiltrierende Art bezeichnet, die in den wärmeren Monaten des Jahres in eutrophen Seen erscheint (GELLER & MÜLLER 1981). Die Art tritt nach FLÖSSNER (1972) von März bis Ende Dezember mit einem Maximum im Spätsommer in Gewässern auf. Die Art erschien unregelmäßig und in geringen Dichten im Borkener See (Anhang 13), so daß sie offenbar keine adäquaten Bedingungen – vermutlich Nahrungsbedingungen – vorgefunden hat oder die Konkurrenz der effizienter filtrierenden Daphnien zu hoch war.

5.6 REGULATION DER DAPHNIEN-POPULATION

Eine Sommerdepression von Daphnienpopulationen ist durch zahlreiche Forschungsarbeiten gut belegt (u.a. LAMPERT et al. 1986, HÜLSMANN & WEILER 2000). Allerdings sind die Ursachen dieser Depression bislang nicht immer auf die gleichen Steuerungsmechanismen (top-down, bottom-up) zurückzuführen.

Zum Zeitpunkt des Rückganges der Daphnienpopulation im Borkener See Ende Juni (1996) bzw. Ende Juli/Anfang August (1995 und 1997) dürfte die Algenquantität aufgrund des unveränderten Anteils der Nanoplanktonfraktion ausreichend gewesen sein (Abb. 36). Zudem besaßen die für Daphnien als gute Futterqualität eingestuften Cryptophyceen gerade zu diesem Zeitpunkt ein Dichtemaximum (Abb. 43).

Da potentielle Prädatoren der Daphnien aus der Gruppe der ‚Cladocera‘ im Borkener See nicht nachgewiesen wurden und auch von der Insektengattung *Chaoborus* während der mehrjährigen Untersuchung von BOHLE et al. (1997) in den Benthosproben nur ein Exemplar gefunden wurde, dürfte der Fraßdruck dieser Invertebratenräuber auf Daphnien zu vernachlässigen sein.

Der Invertebraten-Fraßdruck durch Copepoden scheint allerdings im Borkener See auf die Abundanz der Daphnien eine größere Rolle gespielt zu haben. Als 1995 die Abundanz der räuberischen Entwicklungsstadien von *Cyclops abyssorum* gering war, konnten Daphnien über eine sehr lange Zeitspanne von Mitte Mai bis Mitte August im Epilimnion nachgewiesen werden (Abb. 54 und Abb. 77). Die Dichten der Copepoditstadien und Adulten von *C. abyssorum* waren 1996 und 1997 2-3fach höher und die Daphnien nur 4-6 Wochen im Pelagial vorhanden.

Zur Abschätzung des Räuberdruckes durch Fische wurde die einzige und letzte Untersuchung zur Fischfauna des Borkener Sees, die von BORCHARD 1991 erstellt wurde, verwendet. Eine exakte quantitative Abschätzung ist aufgrund fehlender neuerer Daten nicht möglich. Da sich jedoch der Phosphat-Gehalt und somit auch die trophische Situation in den 90er Jahren nicht verändert hat (WESTERMANN 1993, BOHLE et al. 1993, BOHLE et al. 1997) soll vor dem Hintergrund der von BORCHARD (1991) festgestellten geringen Fischdichte der Fischfraßdruck durch planktivore Fische betrachtet werden, um vor allem die unterschiedlich lange Aufenthaltsdauer und den Zeitpunkt der Sommerdepression der Daphnien im Pelagial einstufen zu können.

Nach BOHL (1990) kommen als Zooplanktonfresser unter den im Borkener See vorhandenen Cypriniden vor allem Jungfische (0+) in Frage. Dies sind nach BORCHARD (1991) vor allem Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Barsche (*Perca fluviatilis*), deren planktivore Jugendstadien eine Dezimierung des ‚Cladoceren‘ planktons in den Sommermonaten bewirken können.

Die Laichzeit der Barsche (*Perca fluviatilis*) beginnt üblicherweise in den Monaten März/-April ab 8°C Wassertemperatur. In tiefen Alpenseen verschiebt sich im Vergleich zu flacheren Seen die Laichzeit um ca. einen Monat und beginnt erst im Mai (BAUCH 1955).

Die Eientwicklung erfolgt bei höheren Temperaturen (14-21°C) und dauert im Durchschnitt 9-10 Tage. Da die 0+Barsche erst in einem Alter von ca. 3-4 Wochen (Dr. KORTE, mündl. Mitteilung) in das Pelagial zum Fressen einwandern, muß mit einer Zeitspanne von 4-5 Wochen von der Eiablage bis zur Nutzung des pelagischen Nahrungsangebotes gerechnet werden. Temperaturen von 15°C, die eine Eientwicklung ermöglichen, wurden im Borkener See in der Flachwasserzone und im Pelagial erst Ende Mai bzw. Anfang Juni erreicht (Abb. 10 und Anhang 7).

Die Temperatur des Pelagials lag mit 15,3 °C im Mai 1997 maximal 2 °C niedriger als in der Flachwasserzone. Daher kann davon ausgegangen werden, daß auch die flachen Uferbereiche, die zum Abbläichen genutzt werden, erst spät ausreichende Wassertemperaturen erreichen.

Die Fortpflanzung der Plötze (*Rutilus rutilus*) findet meist im April/Mai an seichten Uferstellen statt. Die Brutdauer beträgt 10-14 Tage. Bis zur Futtersuche im pelagischen Lebensraum müssen ebenfalls 3-4 Wochen angenommen werden, so daß 5-6 Wochen ab dem Zeitpunkt des Abbläichens vergehen, bevor die Jungfische im Pelagial erscheinen.

Wird die Laichzeit für den Borkener See aufgrund der Tiefe des Sees und damit der niedrigeren Temperaturen – auch im flachen Litoralbereich – für Barsche ab Mitte/Ende Mai angenommen und für Plötzen Ende Mai/Anfang Juni, kann frühestens ab Ende Juni mit einem piscivoren Fraßdruck auf Daphnien gerechnet werden.

In warmen Frühjahren fressen 0+Barsche in der lediglich 12 m tiefen Talsperre Bautzen schon ab Anfang Juni (JANBEN et al. 2000). Die Daphnien-Depression in der Talsperre Bautzen ist der kumulierten Konsumption von *Chaoborus-Larven*, *Leptodora kindti*, 0+Barschen und 0+Zandern (WAGNER et al. 1999) zuzuschreiben. Vor allem die hohe Mortalität der adulten eiertragenden Weibchen durch das größenselektive Fressen der 0+Fische spielte dort eine entscheidende Rolle (u. a. HÜLSMANN & WEILER 1999).

Daher kann die Morphologie des Borkener See mit einer Tiefe von ca. 50 m den späteren Anstieg der Wassertemperatur im Vergleich zu flacheren Seen bedingen und dadurch die Verschiebung des Entwicklungsbeginnes der planktivoren Fische und der Zeitpunkt des Fraßdruckes moduliert werden.

Der Rückgang der Daphnien könnte daher Ende Juni 1996 zum Teil durch den Fraßdruck der Jungfische der Barsche und Plötzen verursacht worden sein.

Im Gegensatz zu HÜLSMANN & MEHNER (1997), die eine Kombination von verschiedenen Faktoren für die Daphnienrückgang gefunden haben, stellt im Borkener See der Fraßdruck der Invertebraten vermutlich die Hauptursache dar. Allerdings kann für 1995, das Jahr in dem sich erst spät eine stabile Schichtung ausgebildet hat und die Wärmestrahlung zum überwiegenden Teil zum Aufwärmen der tieferen Wasserschichten (bis Seeboden) von Mitte April bis Mitte Mai geführt hat, auch die für die Fischentwicklung wichtige Erwärmung der Litoralzone nicht ausreichend gewesen sein. Die Temperatur des Oberflächenwassers des Pelagials betrug Mitte Mai erst 12,2 °C, die Temperatur des Litorals dürfte maximal 14 °C (vgl. Wassertemperaturen des Pelagials und Litorals 1997) betragen haben. Unter diesen Umständen würde besonders 1995 zusätzlich der Fischfraßdruck weggefallen sein. Auch HÜLSMANN & MEHNER (1997) beschrieben in der Talsperre Bautzen für das Jahr 1995, das sich

durch kühlere Wassertemperaturen im Frühjahr auszeichnete, eine temperaturabhängige Reduktionen der 0+-Fische durch ein verlangsamtes Größenwachstum. Die relativ zu den Vorjahren kleinere Größe der 0+-Fische soll zu einem stärkeren Räuberdruck durch piscivore Fische geführt haben und so die Daphniendepression 1995 verhindert haben.

Das ausbleibende Herbstmaximum der Daphnien kann für den Borkener See ebenfalls nicht durch eine fehlende Nahrungsverfügbarkeit erklärt werden. Hier könnten die Umweltvoraussetzungen (Wassertemperatur, Mixiszeitpunkt, Länge der Photoperiode) oder auch die genetische Steuerung der Diapause eine wesentliche Rolle spielen (PFRENDER & DENG 1998, HAIRSTON et al. 2000).

Ausbleibende oder fehlende Herbstmaxima sind auch von anderen Seen, z. B. dem mesotrophen Großen Vätersee (STEINER et al. 2000), bekannt, in dem *D. cucullata* lediglich im Frühjahr erscheint, ohne daß die Ursachen analysiert werden konnten.

5.7 BIOMASSEVERTEILUNG UND NAHRUNGSLIMITIERUNG FÜR HERBIVORE ZOOPLANKTER

In diesem abschließenden Kapitel wird auf die Biomasse der einzelnen Planktongruppen eingegangen werden und eventuelle Zusammenhänge sollen aufgezeigt werden.

Die Fraktion der für Herbivore gut freißbaren Algen ($< 30 \mu\text{m}$) lag mit 3,1 bis 130,6 $\mu\text{g C/l}$ im Borkener See äußerst niedrig, wobei Spitzenwerte von über 50 $\mu\text{g C/l}$ lediglich im Herbst 1994 und 1997 verzeichnet wurden. Phytoplanktongrenzkonzentrationen (food threshold level), die noch eine positive Wachstumsrate ermöglichen, sind für Zooplankter unterschiedlich hoch.

Grenzkonzentrationen für Rotatorien sind mit Ausnahme von *Keratella cochlearis* für die Arten des Borkener Sees nicht bekannt. *Kellicottia bostoniensis* besitzt laut STEMBERGER & GILBERT (1987) eine sehr hohe Grenzkonzentration von 105 $\mu\text{g C/l}$. Für die im Borkener See vorkommenden Rotatorienarten *Kellicottia longispina* und *Filinia terminalis* dürften die Konzentration niedriger liegen, da diese hohen Kohlenstoffkonzentrationen selten erreicht wurden. Für *F. terminalis* dürfte aber auch der Kohlenstoff-Anteil der nicht erfaßten Bakterien und Zooflagellaten – besonders der heterotrophen Nanoflagellaten – eine Rolle spielen. Ebenso für *Keratella cochlearis*, für die STEMBERGER & GILBERT (1987) eine äußerst niedrige Schwellenkonzentration von 30 $\mu\text{g C/l}$ angegeben wird. Diese Art konnte sich trotz des niedrigen food threshold levels im Borkener See nicht mit hohen Abundanzen etablieren.

Im Gegensatz dazu stellt *Kellicottia longispina* eine gut etablierte und regelmäßig auftretende Art dar, deren Abundanz- und Biomasserückgang durch den Anstieg der Abundanz der Daphnien überlagert wurde (Abb. 92). Das Verdrängen von Rotatorien durch Daphnien findet sich häufig in der Sukzessionsfolge von Zooplanktongemeinschaften im Jahresverlauf. LAMPERT & ROTHHAUPT (1991) stellten in einem flachen eutrophen See ein mehrmaliges Alternieren von *D. magna* und verschiedenen Rotatorienarten im Verlauf des Sommers fest. FUßMANN (1996) wies im flachen Schöhsee eine hohe Natalität der Rotatorien bei Anwesenheit von minimalen Abundanzen von *D. longispina* nach. Die Kontrolle der Rotatorien erfolgte dort bottom-up über das Nahrungsangebot. Die exploitative Konkurrenz um die gemeinsame Ressource Phytoplankton wurde von ihm höher eingeschätzt als die mechanische Inhibition.

Für die Population im Borkener See kann nicht von einer Nahrungskonkurrenz ausgegangen werden. Das Phytoplanktonbiovolumen besonders der Nanoplankter wurde zwischen Mai und Juni zum Zeitpunkt des Abundanzmaximums der Daphnien nicht wesentlich reduziert (Abb. 93), so daß weder für Daphnien noch für feinfiltrierende Rotatorien eine Limitierung vorgelegen haben dürfte. MORSCHIED, Heike (1999) zeigte ebenfalls, daß auch im oligo(meso)trophen Ammersee Daphnien die Abundanz des Größenspektrums der kleinen Algen nicht reduzieren konnten.

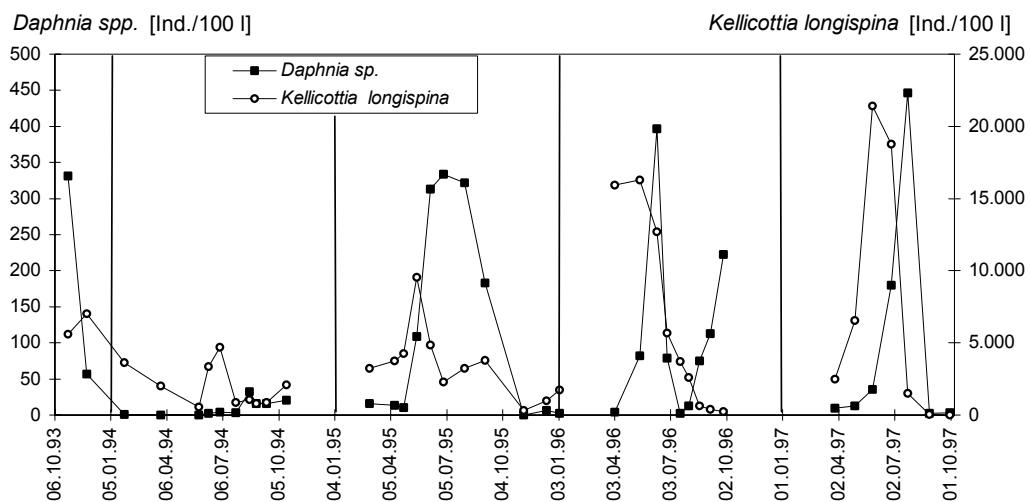


Abb. 92: Abundanz von *Daphnia* spp. und *Kellicottia longispina* an der PS ‚Boje‘ im Zeitraum von 1993 bis 1997.

Die mechanische Inhibition von *K. longispina* durch Daphnien könnte im Borkener See neben dem Rückgang der kleinen Chrysophyceen die wichtigste Rolle spielen. *K. longispina* ist eventuell als aloricate Form gegenüber Verletzungen stärker gefährdet als die im Schöhsee dominante loricate Art *Keratella cochlearis*. GILBERT (1988) sieht dagegen die Spinae als einen ausreichenden Schutz vor Verletzungen an. Für die kalt-stenotherme Art *Kellicottia longispina* könnten auch die ansteigenden Wassertemperaturen zu einem Rückgang der Abundanz im Borkener See geführt haben (Abb. 62).

Die Kohlenstoff-Grenzkonzentration für Cladoceren ist nach GLIWICZ (1990) größenabhängig und liegt für kleine Cladoceren höher als für große. Für die kleine Art *Daphnia cucullata* liegt die food threshold Konzentration bei 40 µg C/l, während *D. galeata* und *D. hyalina* – letztere ist nicht im Borkener See vorhanden – schon ab 30 µg C/l eine positive Wachstumsrate aufweisen. LAMPERT & SCHÖBER (1980) gaben noch 50 µg C/l als unterstes Limit für Daphnien an. Die Literaturangaben bezüglich der food threshold level und des Reproduktionserfolges verschiedener Daphnien-Arten und deren Hybriden sind teilweise widersprüchlich (GLIWICZ & LAMPERT 1990, STEINER et al. 2000).

Zwischen dem Nahrungsangebot an ‚edible‘ Algen und der Abundanz der *Daphnia*-Taxa läßt sich aus den Ergebnissen der Untersuchung des Borkener Sees eine Konzentration von 47 µg C/l ableiten (Abb. 93), unterhalb der die Daphnien-Taxa noch mit positiven Wachstumsraten und Reproduktionserfolg existieren konnten.

Inwieweit eine vertikale Konzentration der Algen eine Nahrungsakkumulation bedingt haben könnte, und die Kohlenstoffkonzentration dadurch räumlich begrenzt höher lag, als bei der summierenden Probenahme bestimmt wurde, konnte nicht geklärt werden.

Der Rückgang der Daphnien-Abundanz am 3.8./4.9.1995, 23.7./30.8.1997, 10.6./27.6.1996 läßt sich entweder auf die Anwesenheit von invertebraten Räubern zurückführen und/oder einen zusätzlichen Fraßdruck durch Fische. Dies war besonders 1996 deutlich.

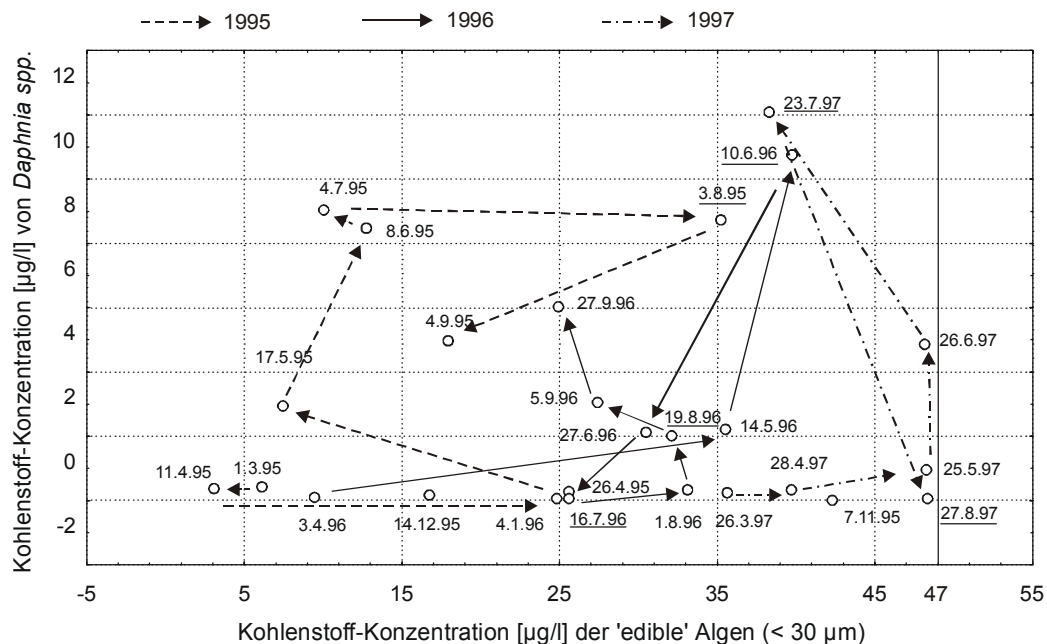


Abb. 93: Kohlenstoff-Konzentration der 'edible' Algen (< 30 µm) und *Daphnia spp.* von 1995 bis 1997 berechnet nach ROCHA & DUNCAN (1985). Probetermine, an denen hohe SECCHI-Sichttiefen gemessen wurden, sind unterstrichen.

Für Copepoden-Arten existieren nur begrenzt Untersuchungen über den food threshold level. MUCK & LAMPERT (1984) gaben für *Eudiaptomus gracilis* 35 µg C/l an. ANDERSEN (1997) fomulierte allgemein, daß bei den wenigen Untersuchungen die zum food threshold level von Copepoden-Arten existieren, abzuleiten sei, daß Copepoden die niedrigsten food threshold Konzentrationen der Zooplankter besitzen.

LAMPERT (1988) wies nach, daß unterhalb einer Kohlenstoff-Konzentration von 100 µg/l – wie sie auch für den Borkener See nachgewiesen wurde (Kap. 4.6.4) – kein Unterschied im Erfolg der Nahrungsaufnahme dieser beiden Gruppen bestehe.

Die Ergebnisse des Borkener Sees zeigen, daß eine Koexistenz zwischen *Daphnia sp.* und *Eudiaptomus gracilis* möglich ist (Abb. 55 und Abb. 78).

Allerdings traten die Adulten und Nauplien von *E. gracilis* vor allem vor und nach dem Daphnien-Maximum auf, während die Copepoditstadien weitgehend zeitlich und – wie auch die Tiefenbeprobungen zeigten – räumlich mit den höchsten Dichten der Daphnien übereinstimmen.

Inwieweit sich nicht nur die Nahrungsaufnahme sondern auch eventuell das Größen- und taxonomische Spektrum der Nahrung der Copepodite und Daphnien unterscheidet, konnte nicht geklärt werden.

Zahlreiche Autoren untersuchten sowohl in Freilandarbeiten als auch anhand experimenteller Versuche die Dominanz von Cladoceren und calanoiden Copepoden in Abhängigkeit von den trophischen Verhältnissen und dem Futterangebot (z. B. MCNAUGHT 1975, RICHMAN & DODSON 1983, LAMPERT & MUCK 1985, GLIWICZ 1990, SOTO & HURLBERT 1991, ELSEY & GOLDMAN 1991). Danach sollen calanoide Copepoden Daphnien in nährstoffarmen Verhältnissen aufgrund ihrer greifenden und damit selektiven Ernährungsweise überlegen sein und mit zunehmender Eutrophierung eine Verschiebung zu einer Daphniendominanz eintreten. Die Maxima der Kohlenstoff-Konzentration dieser beiden Taxa lagen im Borkener See zwischen 5 und 12 µg/l, so daß hier keine Dominanz, sondern eher ein ausgewogenes Verhältnis vorliegt.

Das Nanoplanktonbiovolumen des Borkener Sees lag mit ca. 60% ausgesprochen hoch. Nanoplanktonvolumina von 20-50% wurden von GLIWICZ & HILLBRICHT-ILKOWSKA (1972) für oligotrophe und von 5-15% für eutrophe Seen angegeben. In eutrophen Seen lag der Bakterien- und Triptonanteil dafür deutlich höher. Auch PAVONI (1963) und GLIWICZ (1975) haben die Bedeutung von Nanoplanktern in ultra-oligotrophen Seen beschrieben. Besonders in arktischen ultra-oligotrophen Seen spielen die Kleinstpartikel (< 10 µm) eine entscheidende Rolle im Nahrungsnetz.

Beim Nahrungsangebot für Filtrierer (*Daphnia sp.*) und Greifer (*E. gracilis*) war im Borkener See jedoch nicht nur die Nahrungsquantität entscheidend. Untersuchungen zwischen Wachstumsraten von Daphnien und dem Gehalt des Phytoplanktons bzw. Sestons wiesen die große Bedeutung von hochungesättigten Fettsäuren wie Eicosapentaensäure und alpha-Linolensäure nach (AHLGREN et al. 1990, AHLGREN et al. 1992, MÜLLER-NAVARRA 1995, EHRET & ROTHHAUPT 2000). *Rhodomonas sp.* und *Cryptomonas sp.* sollen äußerst gute Nahrungsgrundlagen bieten, und die Gattung *Cyclotella* soll gerade unter limitierenden Bedingungen eine höhere biologische Wertigkeit als vergleichbare Chlorophyceen besitzen.

Da das Nanoplankton des Borkener Sees zu einem großen Teil aus kleinen centrischen Diatomeen und Cryptophyceen bestand, wies es vermutlich wegen dieser taxonomischen Zusammensetzung für *Daphnia spp.* und auch für andere herbivore Zooplankter trotz des geringen Biovolumens eine hohe Futterqualität auf. Auch für Rotatorien wurde ein Zusammenhang zwischen Nahrungsqualität und Wachstumsraten nachgewiesen (ROTHHAUPT 1995)

Durch seine Entstehung und die untergrundbedingten wasserchemischen Besonderheiten bot der Borkener See eine einmalige Gelegenheit, ein frühes Sukzessionsstadium eines tiefen und nährstoffarmen Sees in Mitteleuropa zu untersuchen.

Die wasserchemischen Befunde zeigten, daß sowohl die o-Phosphat- als auch die Gesamt-Phosphat-Konzentration auf einem sehr niedrigen Level stabil war. Im Pelagial war trotz der niedrigen Gesamt-Phosphat-Konzentrationen eine weniger effektive Nutzung des gelösten Phosphates im Vergleich zur Flachwasserzone vorhanden.

Die Silikat-Konzentration hat im Verlauf der vier Untersuchungsjahre als auch mit Berücksichtigung vorangegangener Untersuchungen wesentlich abgenommen. Es bestand jedoch keine Silikatlimitierung im Pelagial. Die Si-Konzentration in der Flachwasserzone kann für einige Kieselalgentaxa eine Limitierung dargestellt haben.

Die Nitrat-Konzentration zeigte für die Untersuchungsperiode ebenfalls eine leichte Abnahme.

Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit blieben, abgesehen von geringfügigen saisonalen Variationen, unverändert.

Die Sauerstoffsättigung über dem Sediment schwankte am Ende der Stagnationsphase in einem engen Bereich, zeigte jedoch eine Abhängigkeit zu der Höhe des Phytoplankton-biovolumens und der Temperatur des Hypolimnions.

Die Sichttiefe hatte noch nicht die typischerweise für diesen nährstoffarmen Seentypus charakteristische Sichttiefe erreicht. Sie entwickelte sich jedoch durch die Reduktion der anorganischen Schwebstoffe positiv und nahm zu.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons wurde bestimmt von den Gruppen der Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae und Chrysophyceae. Die Schwankung des Gesamt-biovolumens hing in den Untersuchungsjahren sehr stark von abiotischen Faktoren ab.

Bei der differenzierten Betrachtung der Phytoplanktonentwicklung zeigte sich, daß die Kombination von Windstärke und Sonnenscheindauer einen hohen Einfluß auf das Gesamt-biovolumen besaß. Dies galt besonders für die für herbivore Zooplankter ernährungsmäßig wichtigen Taxa der Nanoplankter (*Rhodomonas*, *Cryptomonas*, *Chorycystis*, *Cyclotella*). Es wurden beispielsweise die höchsten Kohlenstoff-Konzentrationen von *Rhodomonas* sp. bei Windstärken von 2 erreicht.

Die Fraktion des Nanoplanktons spielte eine entscheidende Rolle, da sowohl ein hoher absoluter als auch relativer Anteil des Nanoplanktons ($< 20 \mu\text{m}$) vorhanden war. Der absolute Anteil unterlag im Jahresverlauf nur geringen Schwankungen. Der prozentuale Anteil der nicht freißbaren Algen ($> 30 \mu\text{m}$) dagegen schwankte stärker. Die Kohlenstoff-Konzentration der ‚edible‘ Algen ($< 30 \mu\text{m}$) lag in der Untersuchungsperiode unter $130,6 \mu\text{g/l}$.

Ein weiteres Charakteristikum der Phytoplanktonbiozönose war – besonders während der Sommermonate – der hohe Prozentsatz mixotropher Arten.

Die herbivoren Zooplankter *Daphnia sp.* und *Eudiaptomus gracilis* prägten neben fünf zum Teil bakterivoren Rotatorien-Arten und der Copepoden-Art *Cyclops abyssorum* die Zooplanktongemeinschaft. Zusätzlich in zwei von vier Jahren war in Abhängigkeit von der Höhe des Phytoplanktonbiovolumens im Herbst *Bosmina longirostris* im Pelagial anwesend.

Der Entwicklungscyclus von *Eudiaptomus gracilis* zeigte eine kontinuierliche Entwicklung mit mindestens zwei oder drei Generationen. Die Copepodite von *Eudiaptomus gracilis* und die *Daphnien*-Taxa waren weder zeitlich noch räumlich im Borkener See getrennt. Die adulten Copepoden waren zeitlich vor bzw. nach den *Daphnia*-Maximum eingenischt.

Die Nauplien und Copepodite der cyclopoiden Copepoden-Art *Cyclops abyssorum* zeigten einen saisonalen Verlauf mit zwei Maxima. Die Abundanz der Copepodit-Stadien war korreliert mit den Nauplien der calanoiden Copepoden. Eine Sommerdiapause wird vermutet.

Räuberische Cladoceren fehlten vollständig. Von der plankivoren Insektengattung *Chaoborus* wurde lediglich ein Exemplar gefunden.

Unter den Rotatorien konnte sich seit 1996 die neu aufgetretene Art *Filinia terminalis* etablieren. Die Abundanz von *Keratella cochlearis* und *Ascomorpha ovalis* nahm in den Jahren 1996 und 1997 wesentlich zu.

Im weiteren Verlauf der Sukzession wird das Arteninventar des noch jungen Sees zunehmen und diverser werden. Dies betrifft die räuberischen Cladoceren, die eventuell nur bei geringem Fischfraßdruck vorhanden sein werden und Copepoden-Arten, die vorwiegend für nährstoffarme Seen zu erwarten sind (z. B. *Mesocyclops leuckartii*). Desweiteren könnten Freiwasserarten, die heute schon in der Flachwasserzone vorhanden sind, von dort in das Pelagial einwandern z. B. *Tropocyclops prasinus*. Die Artenzahl der Rotatorien ist im Borkener See noch relativ gering, so daß mit einer zunehmenden Besiedlung gerechnet werden muß (z. B. *Conochilus unicornis*).

Die Trophieeinstufung wurde nach vier Verfahren auf der Grundlage der abiotischen Parameter und einem Verfahren, welches das Phytoplanktonbiovolumen verwendet, durchgeführt. Die Trophieeinstufung ergab für die verschiedenen Parameter leicht divergierende Zuordnungen von oligo- bis mesotroph. Mesotrophe Einstufungen betrafen die Berechnungen auf der Grundlage der Sichttiefe, und dies war lediglich 1994 der Fall. Als Ursache ist die Dynamik des Wasserspiegelanstiegs in diesem Jahr zu nennen.

7 LITERATUR

- AHLGREN, G., GUSTAFSSON, I.-B. & BOBERG, M. (1992): Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. *J. Phycol.* 28, 37-50.
- AHLGREN, G., LUNDSTEDT, L., BRETT, M. & FORSBERG, C. (1990): Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *J. Plankton Res.* 12, 809-818.
- AMOROS, C. (1984): Crustacés Cladocères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales francaises 5. Association Francaises de Limnologie. Paris und Bulletin de la Societé Linnéenne de Lyon. 53 (4), 72-145.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1992): Kärntner Seenbericht 1992. Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung 7. Klagenfurt.
- ANAGNOSTIDIS, K. (1988): Modern approach to the classification system of cyanophytes. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 80, 1-4, 327-472.
- ANDERSEN, T. (1997): Pelagic Nutrient Cycles. Herbivores as Sources and Sinks. *Ecological Studies*. Springer Verlag, Berlin 129. 280 S.
- BANSE, K. (1976): Rates of growth, respiration and photosynthesis of unicellular algae as related to cell-size. *J. Phycol.* 12, 135-140.
- BAST, S., GIRGIS, I. & SEITZ, A. (1993): Comparative investigations on the vertical distribution of *Daphnia galeata* and *Daphnia galeata x cucullata* in the eutrophic Lake Meerfelder Maar.
- BAUCH, G. (1955): Die heimischen Süßwasserfische. Neumann Verlag Radebeul und Berlin. 201 Seiten.
- BERNER-FANKHÄUSER, H. (1983): Abundance, dynamics and succession of planktonic rotifers in Lake Biel, Switzerland. *Hydrobiol.* 104, 349-352.
- BOGDAN, K. & MCNAUGHT, D. (1975): Selective feeding by *Diaptomus* und *Daphnia*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19, 2935-2942.
- BOGDAN, K. G. & GILBERT, J. J. (1987): Quantitative comparison of food niches in some freshwater zooplankton. A multi-tracer-cell approach. *Oecol. (Berlin)*. Springer-Verlag 72, 331-340.
- BOGDAN, G., GILBERT, J. J. & STARKWEATHER, P. (1980): In situ clearance rates of planktonic rotifers. *Hydrobiol.* 73, 73-77.
- BOHL, E. (1980): Diel pattern of pelagic distribution and feeding on planktivorous fish. *Oecol.* 44, 268-375.
- BOHLE H. W., HEINMÜLLER, P. & SCHNABEL, S. (1997): Untersuchungen zur Abiotik, zum Plankton und Zoobenthon des Braunkohletagebaugewässers Borkener See (Hessen). Projektbericht 171 S. (unveröff.)
- BOHLE H. W., HEINMÜLLER, P., HOFMANN, G. & SCHNABEL, S. (1998): Limnologische Untersuchung der Flora und Fauna in der Flachwasserbucht und der Nordbucht des Borkener Sees (1997). Gutachten Marburg/Lahn. (unveröff.)
- BOHLE, H. W., MÖLLER, K., POTTKÄMPER, S., SCHÄFER, U. P. & SIMON, M. (1993): Pflegeplan für das Naturschutzgebiet "Borkener See" für die Jahre 1992 - 2001. Zweite überarbeitet Fassung. Unveröffentl. Pflegeplan, Marburg/Lahn Band 1 und 2.

- BORASS, M. E., ESTEP, K. W., JOHNSON, P. W. & SIEBURTH, J. McN. (1988): Phagotrophic phototrophs: The ecological significance of mixotrophy. *J. Protozool.* 35, 249-252.
- BORCHARD, B. (1991): Fischereibiologisches Gutachten über den Fischbestand und die Entwicklungsmöglichkeiten des Naturschutzgebietes „Borkener See“ (Borken, Hessen). 16 S. (Unveröff.)
- BRETTUM, P. (1989): Alger som indikatorer pa vannkvalitet i norske innsjoer. *Planteplankton - NIVA*.
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (1994): SPSS für Windows. Version 6. Praxisorientierte Einführung in die moderne Datenanalyse. 1. korrigierter Nachdruck. Addison-Wesley (Deutschland) GmbH. 503 S.
- BÜSING, N. (1998): Seasonality of phytoplankton as an indicator of trophic status of the large perialpine 'Lago di Garda'. *Hydrobiol.* 369-370, 153-162.
- CARLSON, R. E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361-369.
- CASPER S. J. (Hrsg.). (1985): Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 553 Seiten.
- CHRISTIE, P. (1983): A taxonomic reappraisal of the *Daphnia hyalina* complex (Crustacea: Cladocera): an experimental and ecological approach. *J. Zool. (Oxford)* 199, 75-100.
- CONLEY, D., KILHAM, S. & THERIOT, E. (1989): Differences in silica content between marine and freshwater diatoms. *Limnol. Oceanogr.* 34, 205-213.
- COVENEY, M. F. & WETZEL, R. G. (1995): Biomass, production, and specific growth rate of bacterioplankton and coupling to phytoplankton in an oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 40 (2), 1187-1200.
- CURRIE, D. J. (1990): Large-scale variability and interactions among phytoplankton, bacterioplankton, and phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1437-1455.
- CRAWLEY, M. J. (1993): *Glim for ecologists*. Blackwell Scientific Publications.
- CYRUS, Z. & SLADECEK, V. (1969): Jednotné metody biologického rozboru vod. Cast. II. Sonderbeilage zu *Vodni hospodarstvi* 18, 8, ser. B, 62 Seiten.
- DENEKE, R. & NIXDORF B. (1999): On the occurrence of clear-water phases in relation to shallowness and trophic state: a comparative study. *Hydrobiol.* 408/409, 251-262.
- DEV (1996): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. 35. Lieferung, Band 4. VCH Weinheim.
- DILLON, P. J. & RIGLER, F. (1974): A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. 31, 1771-1778.
- DOBSON, H. F., GILBERTSON, M. & SLY, P. G. (1974): A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron, and Superior. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31, 731-738.
- DRESLER, M. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie von *Ephemera glaucops* Pictet, 1843-1845 an Hand eines Vorkommens am Borkener See (Hessen). Unveröfftl. Diplomarbeit 115 S.
- DUMONT, H. J. (1977): Biotic factors in the population dynamics of rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8, 98-122.
- DUMONT, H. J. & GREEN, J. (Hrsg.). (1980): *Rotatoria*. *Hydrobiol.* 73, 1-262.
- DUMONT, H. J., VAN DER VELDE, I. & S. DUMONT (1975): The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19, 75-97.

- DURBIN, E. (1977): Studies on the autecology of the marine diatom *Thalassiosira nordenskiöldii*. 2. The influence of cell size on growth rate, and carbon, nitrogen, chlorophyll a and silicea content. J. Phycol. 13, 150-155.
- EHLSCHEID, T. (1992): Phytoplankton of Lake Weinfelder Maar and Lake Gemündener Maar. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 38, 115-127.
- EHRET, H. & ROTHHAUPT, K.-O. (2000): Untersuchungen zum Nahrungsspektrum von *Eudiaptomus gracilis*. DGL-Tagungsband Rostock 1999, 796-800.
- EINSLE, U. (1964): Die Gattung *Cyclops strenuus* im Bodensee. Arch. Hydrobiol. 60 (2), 133-199.
- EINSLE, U. (1967): Über einige Auswirkungen der Eutrophierung des Bodensee-Obersees auf seine planktisch lebenden Copepodenpopulationen. Schweiz. Z. Hydrol. 29, 305-310.
- EINSLE, U. (1968): Cytologisch-taxonomische Studien an Cyclops Populationen Schleswig-Holsteins. Gewässer & Abwasser 47, 31-40.
- EINSLE, U. (1975): Revision der Gattung *Cyclops*, s. str. speziell der *abyssorum*-Gruppe. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 32, 57-219.
- EINSLE, U. (1983): Die Limnologie des Mindelsees. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württemberg 11, 161-218.
- EINSLE, U. (1993): Crustacea Copepoda – Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag. 8/4-1, 208 S.
- ELBRÄCHTER, M. (1993): *Kolkwitzia* Lindemann 1919 and *Preperidinium* Mangin 1913: correct genera names in the *Diplopsalis*-group (Dinophyceae). Nova Hedwigia 56, 173-178.
- ELSER, J. J. & GOLDMAN, C. R. (1991): Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. Limnol. Oceanogr. 36 (1), 64-90.
- ELSTER, H.-J. (1954): Über die Populationsdynamik von *Eudiaptomus gracilis* SARS und *Heterocope borealis* FISCHER im Bodensee-Obersee. Arch. Hydrobiol. Suppl. 20, 546-614.
- ELSTER, H.-J. (1958): Lake classification, production and consumption. Das limnische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Ver. Limnol. XIII, 101-120.
- ETTL, H. & GÄRTNER, G. (1988): Chlorophyta II. Band 10. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- FITTKAU, E. J., COLLING, M., HESS, M., HOFMANN, G., ORENDT, C., REIFF, N. & RISS, H. W. (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, München 7.792.
- FLÖßNER, D. (1972): Krebstiere, Crustacea: Kiemen- und Blattfüßer, Brachiopoda, Fischläuse, Brachiura.- Die Tierwelt Deutschlands, DAHL, F. (Hrsg.), VEB Gustav Fischer, Jena. 60. Teil, 501 S.
- FLÖßNER, D. (1993): Zur Kenntnis einiger *Daphnia*-Hybriden (Crustacea: Cladocera). Limnol. 23 (1), 71-79.
- FLÖßNER, D. & KRAUS, K. (1986): On the taxonomy of the *Daphnia hyalina-galeata* complex (Crustacea: Cladocera). Hydrobiol. 137, 97-115.
- FOGED, N. (1954): On the diatom flora of some Funen lakes. Folia Limnologica Scandinavica 6, 1-75.
- FOISSNER, W. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band III. Hymenostomata, Protostomatida, Nassulida. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (Hrsg.): Informationsberichte Heft 1/94.

- FOISSNER, W., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Band II. Peritrichida, Heterotrichida, Odontostomatida. Informationsberichte des Bayerischen Landesamt für Wasser-wirtschaft 5/92.
- FORSBERG, C. & RYDING, S. O. (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 waste-receiving Swedish lakes. Arch. Hydrobiol. 89, 189-207.
- FRÖBRICH, G., MANGELSDORF, J., SCHAUER, T., STREIL, J. & WACHTER, H. (1977): Gewässerkundliche Studie über sechs Seen bei Füssen im Allgäu. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) 3, 178 S.
- FUBMANN, G. (1996): Die Kontrolle der Rotatorien im Pelagial eines mesotrophen Sees durch bottom-up und top-down Prozesse. Freiland und enclosure Experimente. Dissertation Kiel.
- GAEDKE, U. (1998): Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: Interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-1993). Arch. Hydrobiol. Spec. Issus Advanc. Limnol. 53, 119-141.
- GAEDKE, U., SEIFRIED, A. & KÜMMERLIN, R. (1989): The influence of weather conditions on the seasonal plankton development in a large and deep lake (L. Constance). I. The impact of irradiance, air temperature and wind on the algal spring development - an analysis based on long-term measurements. In: D.G. GEORGE et al. (Hrsg.) Management of Lakes and Reservoirs during Global Climate Change. Kluwer Academic Publishers. 39-55.
- GANNON, J. E. & STEMBERGER, R. S. (1978): Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. Am. Micros. Soc. 97, 16-35.
- GEITLER, L. (1925): Cyanophyceae. PASCHER, A. (Hrsg.): Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Heft 12. Gustav Fischer Verlag, Jena. 450 S.
- GELLER, W. & MÜLLER, H. (1981): The filtration apparatus of cladocera: filter mesh-size and their implications on food selectivity. Oecologia 49, 316-321.
- GERVAIS, F., BERGER, S., SCHÖNFELDER, I. & RUSCHE, R. (1999): Basic limnological characteristics of the shallow eutrophic Lake Grimnitzsee (Brandenburg, Germany). Limnol. 29 (4), 105-119.
- GIBSON, C. E., WANG, G. & FOY, R. H. (2000): Silica and diatom growth in Lough Neagh: the importance of internal recycling. Freshw. Biology 45, 285-293.
- GILBERT, J. J. (1988): Susceptibilities of ten rotifer species to interference from *Daphnia pulex*. Ecology 69, 1826-1838.
- GLIWICZ, Z. M. (1975): Effect of zooplankton grazing on photosynthetic activity and composition of phytoplankton. Verh. Internat. Ver. Limnol. 19, 1490-1497.
- GLIWICZ, Z. M. (1977): Food size selection and seasonal succession of filterfeeding zooplankton in an eutrophic lake. Ekol. Polska. 25, 179-225.
- GLIWICZ, Z. M. (1990): Food threshold and body size in cladocerans. Nature 343, 638-640.
- GLIWICZ, Z. M. & LAMPERT, W. (1990): Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. Ecol. 71, 691-702.
- GLIWICZ, Z. M. & HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (1972): Efficiency of the utilisation of nanoplankton primaryproduktion of filter feeding animals measured in situ. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, 197-203.
- GLIWICZ, Z. M. & SIEDLAR, W. (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. Arch. Hydrobiol. 88 (2), 155-177.

- GOULDEN, I. C. E. & HARZIG, L. L. (1980): Population oscillations and energy reserves in planktonic cladocera and their consequences to competition. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 77 (8), 1716-1720.
- HAIRSTON, Jr. N. G., HANSEN, A.-M. & SCHAFFNER, W. R. (2000): The effect of diapause emergence on the seasonal dynamics of a zooplankton assemblage. *Freshw. Biol.* 45, 133-145.
- HAPPEY-WOOD, C. M. (1976): Vertical migration patterns in phytoplankton of mixed species composition. *Br. Phycol. J.* 11, 355-369.
- HARTLEY, A. M., HOUSE, W. A., CALLOW, M. E. & LEADBEATER, B. S. C. (1995): The role of a green alga in the Precipitation of Calcite and the Coprecipitation of phosphate in freshwater. *Internat. Revue ges. Hydrobiol.* 80 (3), 385-401.
- HEINONEN, P. (1980): Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publ. Water Res. Inst.* 37, 91 S.
- HEMM, M. & NIXDORF, B. (2001): Dokumentation und Informationssystem zu Braunkohlentagebauseen in Deutschland - (UBA-Projekt Nr. FZK 29822240). DGL-Tagungsband, Magdeburg 2000, 467-471.
- HERBST, H. V. (1966): Limnologische Untersuchungen von Tagebaugewässern in den Rekultivierungsgebieten der Braunkohle-Industrie im Kölner Raum. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) 120 S.
- HERBST, H. V. (1976a): Blattfußkrebse. Phyllopoden: Echte Blattfüßer & Wasserflöhe. Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 S.
- HERBST, H. V. (1976b): Ergänzungen zu den Blattfußkrebsen Deutschlands. *Gewässer und Abwasser*. 60/61, 7-26.
- HERON, J. (1961): The seasonal variation of phosphate, silicate, and nitrate in waters of the English Lake District. *Limnol. Oceanogr.* 6, 338-346.
- HERZIG, A. (1983): The ecological significance of the relationship between temperature and duration of embryonic migration in planktonic freshwater copepods. *Hydrobiol.* 100, 65-91.
- HINDÁK, F. (1962): Systematische Revision der Gattungen *Fusola* SNOW und *Elakatothrix* WILLE. *Preslia*. 34, 277-292.
- HOEHN, E. & KNOFF, K. (2000): Möglichkeiten der Trophieklassifikation und -indikation mittels Phytoplanktonuntersuchungen stehender Gewässer. Tagungsbericht der DGL und SIL 1999, Rostock Band 1, 162-167.
- HOFMANN, G. (1996): Untersuchungen von benthischen Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals des Borkener Sees. Unveröff. Gutachten. 23 S.
- HOFMANN, W. (1977): The influence of abiotic factors on population dynamics. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.* 8, 77-83.
- HOLDEN, M. (1976): Chlorophylls. In: GOODWIN, T.W. (Hrsg.) *Chemistry and Biochemistry of Plant Pigments*. Volume 2. Academic Press, London, 1-35.
- HÖLTING, B. (1989): *Hydrologie*. 3. Auflage, 396 S.
- HÖRNSTRÖM, E. (1981): Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnol.* 13 (2), 249-261.
- HOWARTH, R. W., MARINO, R., LANE, J. & COLE, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rate and importance. *Limnol. Oceanogr.* 33, 669-687.
- HRBÁČEK, J. (1987): Systematics and biogeography of *Daphnia* species in the northern temperate regio. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Milano* 45, 37-76.

- HUBER-PESTALOZZI, G. (1941): Chrysophyceae. Farblose Flagellaten, Heterokonten. Das Phytoplankton des Süßwassers. 2. Teil, 1. Hälfte. Schweizerbart'sche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyta. Das Phytoplankton des Süßwassers. 4. Teil. Schweizerbart'sche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1968): Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. Das Phytoplankton des Süßwassers. Band 16, 3. Teil. Schweizerbart'sche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- HÜLSMANN, S. & WEILER, W. (1999): Der Zusammenbruch einer Daphnienpopulation I: Juvenile Fitness versus Adult-Mortalität. Tagungsband der DGL Tagung 1998, Klagenfurt 695-699.
- HÜLSMANN, S. & MEHNER, T. (1997): Predation by unteryarling perch (*Perca fluviatilis*) on a *Daphnia galeata* population in a short-term enclosure experiment. Freshw. Biol. 38, 209-219.
- HURLBERT, S. H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monogr. 54, 187-211.
- HUSTEDT, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomae). In: Pascher, A. (Hrsg.): Die Süßwasserflora Mitteleuropas. 10. Teil. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HUTCHINSON, G. E. (1967): A treatise on limnology II - Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York. 115 S.
- HUTCHINSON, G. E. & LÖFFLER, H. (1956): The thermal classification of lakes. Proc. Nat. Acad. Sci. 25, 87-90.
- INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1982): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Band II. 2. überarbeitete & erweiterte Auflage. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- JANBEN, M., HÜLSMANN, S. & WAGNER, A. (2000): Fische sind findiger: Extreme Nahrungsselektivität bei 0+Barschen. Tagungsbericht der DGL und SIL 1999, Rostock Band 1, 676-680.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (Hrsg.) (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Reprint 1996, 299 S.
- KAHL, A. (1939): Urtiere und Protozoa. I. Wimpertiere oder Ciliata. 1. Allgemeiner Teil und Prostomata. In: A. DAHL (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 18. Teil. Gustav Fischer Verlag, Jena. 180 S.
- KALBE, L. (1958/59): Zur Verbreitung und Ökologie der Wirbeltiere an stillgelegten Braunkohlengruben im Süden Leipzigs. Mathem. Naturwissenschaftliche Reihe 8. Jg., Heft, 431-462.
- KIEFER, F. & FREYER, G. (1978): Das Zooplankton der Binnengewässer. 2. Teil. In: ELSTER, H.-J. & OHLE, W. (Hrsg.): Die Binnengewässer. Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart.
- KIRK, K. L. (1991): Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. Ecology 73 (3), 915-923.
- KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1995): Geogenically acidified mining lakes - Living conditions and possibilities of Restoration. Int. Revue ges. Hydrobiol. 80 (4), 639-653.
- KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden. Heft Nr. 67, 43 S. mit Karte.
- KLAVERNESS, D. (1988): Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: SANDGREN, C.D. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press 105-133.

- KLEE, R. & STEINBERG, C. (1987): Kieselalgen bayerischer Gewässer. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) 4/87.
- KLEINER, J. (1990): Calcitfällung: Der Einfluß von Phosphat und ungelösten organischen Substanzen. DGL Jahrestagung Essen, 97-100.
- KNISELY, K. & GELLER, W. (1986): Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* 69, 86-94.
- KOHL, J.-G. & NICKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen - Wachstum und Ressourcennutzung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 253 S.
- KOMÁREK, J. & FOTT, B. (1983): Chlorophyceae, Ordnung Chlorococcales. In: Die Binnengewässer. Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart. 16, 7. Teil, 1. Hälfte 1044 S.
- KOTS, H. & MOOG, O. (1980): Die Phytoplanktonentwicklung im Attersee. Arb. Lab. Weyregg 5, 148-155.
- KOSCHEL, R., BENNDORF, J., PROFT, G. & RECKNAGEL, F. (1983): Calcit precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* 98 (3), 380-408.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Band I (Textband) und Band II (Tafelband). Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- KOSTE, W. (1980): Über zwei Plankton-Rädertiertaxa *Filinia australensis* n. sp. und *Filinia hofmanni* n. sp. Mit Bemerkungen zur Taxonomie der *longiseta-terminalis*-Gruppe. Genus *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824, Familie Bartos 1959 (Überordnung Monogononta). *Arch. Hydrobiol.* 90, 230-256.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae. Teil 1: Naviculaceae Band 2/1. In: PASCHER, A. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. (1990): Phytoplanktonalgen als Auslöser der Calcitfällung in Seen - Mechanismen und Auswirkungen. DGL Essen, 93-96.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. & KLEINER, J. (1990): Heterogeneously nucleated calcit precipitation in Lake constance. A short time resolution study. *Aquat. Sci.* 52/2, 176-197.
- KÜMMERLIN, R. & BÜRGI, H.-R. (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986). Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee (Hrsg.) 39, 1-129.
- LAMPERT, W. (1987a): Laboratory studies on zooplankton cyanobacteria interactions. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res* 21, 483-490.
- LAMPERT, W. (1987b): Feeding and nutrition in *Daphnia*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 45, 143-192.
- LAMPERT, W. (1988): The relative importance of food limitation and predation in the seasonal cycle of two *Daphnia* species. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 713-718.
- LAMPERT, W. & P. MUCK (1985): Multiple aspects of food limitation in zooplankton communities: the *Daphnia* - *Eudiaptomus* example. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 21, 311-322.
- LAMPERT, W. & ROTHHAUPT, K. O. (1991): Alternating dynamics of rotifers and *D. magna* in a shallow lake. *Arch. Hydrobiol.* 120, 447-456.
- LAMPERT, W. & SCHÖBER, U. (1978): Das regelmäßige Auftreten von Frühjahrs-Algenmaximum und Klarwasserstadium im Bodensee als Folge von klimatischen Bedingungen und Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton. *Arch. Hydrobiol.* 82, 364-386.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Gustav Thieme Verlag, Stuttgart. 440 S.

- LAMPERT, W., FLECKNER, W., RAI, H. & TAYLOR, B. E. (1986): Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.* 478-490.
- LAMPERT, W. & WOLF, H. G. (1986): Cyclomorphosis in *Daphnia cucullata*: morphometric and population genetic analysis. *J. Plankton Res.* 8, 289-299.
- LATJA, R. & SALONEN, K. (1978): Carbon analysis for the determination of individual biomass of planktonic animals. *Internat. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 20, 2556-2560.
- LEGER, W. & RINNE, D. (1985): Probleme bei der photometrischen P-Bestimmung gering belasteter Oberflächengewässer. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 79, 88-115.
- LENZ, J. & FRITSCH, P. (1980): The estimation of chlorophyll a in water sample: a comparative study on the retention in a glass-fibre and membrane filter and on the reliability of two storage methods. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14, 46-51.
- LEPISTÖ, L. & ROSENSTRÖM, U. (1998): The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiol.* 369/370, 89-97.
- LEWIS, W. M. (1983): A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, 1779-1787.
- LIEDER, U. (1983a): Die Arten der Untergattung *Eubosmina* SELIGO, 1900 (Crustacea: Cladocera, Bosminidae). *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 59, 195-292.
- LIEDER, U. (1983b): Revision of the genus *Bosmina* BAIRD, 1845 (Crustacea, Cladocera). *Int. Revue Hydrobiol.* 68 (2), 121-139.
- LIEDER, U. (1996): Crustacea: Cladocera/Bosminidae. In: SCHWOERBEL, J. & P. ZWICK (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag. 8/3, 1-180.
- LINDHOLM, T. (1992): Ecological role of depth maximum of Phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 35, 33-45.
- LORENZ, R. J. (1992): Biometrie. Grundbegriffe der Biometrie. 3. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart Jena. 241 S.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiol.* 11, 143-170.
- MAEMETS, A. (1983): Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiol.* 104, 357-361.
- MALONE, T. C., CHERVIN, M. B. & BOARDMAN, D. C. (1979): Effects of 22-µm creens on size-frequency distribution of suspended particles and biomass estimate of phytoplankton size fraction. *Limnol. Oceanogr.* 24, 956-960.
- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. Teil 1-5. Courier Forschungsinstitut Senckenberg 21, Frankfurt. 797 S.
- MCNAUGHT, D. (1975): A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19, 724-731.
- MEINEL, W. (1987): Limnologisches Gutachten des Braunkohletagebausees Altenburg 4. Unveröff. Gutachten.
- MENNE, B. & SEITZ, A. (1992): The population dynamics of pelagic copepods in maar lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 38, 183-192.
- MINISTERIUM FÜR UMWELTSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992): TGL 27885/01 - DDR-Fachbereichsstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer. Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Leipzig. 16 S.

- MIRACLE, M. R. (1977): Migration, patchiness and distribution in time and space of planktonic rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. 8, 19-37.
- MORSCHIED, Harald (1999): Entwicklung und Stellung des Zooplanktons im pelagischen Ökosystem des Ammersees nach der Oligotrophierung (1993 - 1997). Dissertation an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 204 S.
- MORSCHIED, Heike (1999): Umstellung des seeinternen Stoffhaushaltes bayerischer Voralpenseen im Zuge der Reoligotrophierung und Auswirkungen auf das Nahrungsnetz - Phytoplankton. DGL Tagungsbericht 1998, Band 1, 194-198.
- MUCK, P. & LAMPERT, W. (1984): An experimental study on the importance of food conditions for the relative abundance of calanoid copepods and cladocerans. Arch. Hydrobiol. Suppl. 66, 157-179.
- MÜLLER, H. (1961): Zur Limnologie der Restgewässer des Braunkohlenbergbaues. Verh. Internat. Verein. Limnol. 14, 850-854.
- MÜLLER, J. & SEITZ, A. (1993): Habitat partitioning and differential vertical migration of some *Daphnia* genotypes in a lake. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 39, 57-65.
- MÜLLER, U. (1977): Stoffhaushalt, Phytoplankton und Primärproduktion in drei ostholsteinischen Seen unterschiedlichen Trophiegrades. Diss. Universität Kiel, 226 S.
- MÜLLER-NAVARRA, D. C. (1995): Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 40 (2), 1209-1214.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1996): Klimadaten von Deutschland. Zeitraum 1961-1990. DWD-Verlag, 431 S.
- MUNAWAR, M. & MUNAWAR, F. (1986): The seasonality of phytoplankton in the North American Great Lakes, a comparative synthesis. Hydrobiol. 138, 85-115.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zoplankton und Phytoplankton im See Erken. Symb. Bot. Upsal. 17, 1-163.
- NEALE, P. J., TALLING, J. F., HEAVEY, S. C., REYNOLDS, C. S. & LUND, J. W. G. (1991): Long time series from the English Lake District: Irradiance-dependent phytoplankton dynamics during the spring maximum. Limnol. Oceanogr. 36, 751-760.
- NEGREA, S. (1983): Fauna Republicii Socialiste romania. Crustacea. Vol. 4. fasc. 12: Cladocera. Edit. Acad. Soc. Romania. Bucurest, 399 S.
- NICOLEI, V., GARBE, H., SCHÄFER, U. P. & SIMON, M. (1991): Sukzessionsforschung im Naturschutzgebiet "Borkener See". Jahresbericht 1991, 119 S. (unveröff.)
- NILSSEN, J. P. & ELGMORK, K. (1977): *Cyclops abyssorum*. Life cycle dynamics and habitat selection. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 34, 197-238.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LEBMANN, D. (1998): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH <3) in Lusatia (Germany). Hydrobiol. 369/370, 315-327.
- NYGAARD, K. & TOBIESEN, A. (1993): Bacterivory in Algae: A survival strategy during nutrient limitation. Limnol. Oceanogr. 38, 273-279.
- OECD (Hrsg.) (1982): Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. 154 S.
- OEHMS, M. & SEITZ, A. (1992): Populations dynamics and vertical distribution of pelagic rotifers in oligotrophic maar lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 38, 193-208.
- OHLE, W. (1955): Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer. Arch. Hydrobiol. Suppl. 22, 456-479.

- OTSUKI, A. & WETZEL, R. G. (1972): Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. *Limnol. Oceanogr.* 17, 763-767.
- PACKROFF, G., SCHIMMELE, M. & WINKLER, M. (1999): Saisonale und vertikale Verteilung von Ciliaten in einem sauerstoff- und pH-geschichteten Bergbaurestsee. DGL - Tagungsbericht 1998, Klagenfurt, 714-718.
- PADISAK, J., KRIENITZ, L., SCHEFFLER, W., KOSCHEK, R., KRISTIANSEM, J. & GRIGORSZKY, I. (1998): Phytoplankton succession in the oligotrophic Lake Stechlin (Germany): origin, activity, development, and erosion. *Hydrobiologia* 369/370, 179-197.
- PATALAS, K. (1984): Mid-summer mixing depths of lakes of different latitudes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22, 97-102.
- PAULI, H.-R. (1989): A new method to estimate individual dry weight of rotifers. *Hydrobiol.* 186/187, 355-361.
- PAVONI, M. (1963): Die Bedeutung des Nannoplanktons im Vergleich zum Netzplankton. *Schweiz. Z. Hydrol.* 25, 219-341.
- PEJLER, B. (1983): Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiol.* 110, 111-114.
- PFRENDER, M. E. & DENG, H.-W. (1998): Environmental and genetic control of diapause termination in *Daphnia*. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 52, 237-251.
- PIETSCH, W. (1979): Zur hydrochemischen Situation der Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlen-Reviers. *Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung* 19 (2), 97-115.
- PLETSCH, A. (1989): Hessen. Wissenschaftliche Länderkunden 8, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 250 S.
- POLLINGHER, U. (1987): Freshwater Ecosystems. In: TAYLOR, F.J.R. (Hrsg.): *The Biology of Dinoflagellates*. Blackwell Scientific Publication, Oxford. Vol 21, 502-529.
- POLLINGHER, U. (1988): Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproductions strategies and population dynamics. In: SANDGREN, C.D. (Hrsg.): *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. 135-175.
- POPOVSKY, J. & PFIESTER, L. A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). In: ETTL, H. et al. (Hrsg.): *Die Süßwasserflora Mitteleuropas* 6. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- POURRIOT, R. (1977): Food and feeding habits of rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 8, 243-260.
- PROBST, L. (1987): Sublittoral and profundal Oligochaeta fauna of the Lake Constance (Bodensee-Obersee). *Hydrobiol.* 155, 277-282.
- RABENHORST, L. (1937): *Conjugatae*. Band 13. Die Desmidiaceae. 1. Teil. Akademische Verlagsgesellschaft M. B. H., Leipzig.
- RADWAN, S. (1980): The effect of some biotic and abiotic factors on the fertility of planktonic rotifer species. *Hydrobiol.* 73, 59-62.
- RAMBOW, D. (1986): Großräumige Grundwasserabsenkung im Buntsandstein durch einen Braunkohletagebau und ein Wasserwerk und die Wiederauffüllung des Entnahmestrichs. *Z. dt. geol. Ges.* 137, 241-251.
- RAWSON, D. S. (1956): Algal indicators of trophic lake types. *Limnol. Oceanogr.* 1, 18-25.
- REYNOLDS, C. S. (1980): Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.* 3, 141-159.
- REYNOLDS, C. S. (1984): Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshw. Biol.* 14, 111-142.
- REYNOLDS, C. S. (1992): Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 35, 13-31.

- REYNOLDS, C. S., WISEMAN, S. W., & CLARKE, M. J. O. (1984): Growth- and loss-rate responses of phytoplankton to intermittent artificial mixing and their potential application to the control of planktonic biomass. *J. App. Ecol.* 21, 11-39.
- RHODE, W. (1948): Environmental requirements of fresh water plankton algae. Experimental studies of the ecology of phytoplankton. *Symb. Bot. Ups.* 10, 1-149.
- RICHARDSON, K., BEARDALL, J. & RAVEN, J. A. (1983): Adaptions of unicellular algae to irradiance: An analysis of strategies. *New. Phytol.* 93, 157-191.
- RICHMAN, S. & DODSON, S. I. (1983): The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diaptomus*. *Limnol. Oceano.* 28 (5), 948-956.
- RIPPEY, B. (1983): A laboratory Study of the silicon release process from al lake sediment (Lough Neagh, Northern Ireland). *Arch. Hydrobiol.* 96, 417-433.
- RITZKOWSKI, S. (1965): Das marine Oligozän im nördlichen Hessen. Stratigraphie und Paläogeographie. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg. 194 Seiten.
- ROCHA, O. & DUNCAN, A. (1985): The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplanktonic studies. *J. Plankton Res.* 7, 279-294.
- RÖNICKE, H., BEYER, M. & SCHULTZE, M. (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche..DGL-Tagungsband, Magdeburg 2000,488-492
- ROSÉN, G. (1981): Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnol.* 13 (2), 263-290.
- ROSEN, R. A. (1981): Length-dry weight relationship of some freshwater zooplankton. *J. Freshwater Ecol.* 1 (2), 225-229.
- ROSSKNECHT, H. (1980): Phosphatelimination durch autochthone Calcitfällung im Bodensee-Obersee. *Arch. Hydrobiol.* 88, 328-344.
- ROTHHAUPT, K. O. (1995): Algal nutrient limitation affects rotifer growth rate but not ingestionrate. *Limnol. Oceanogr.* 40 (2), 1201-1208.
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrobiol.* 43 (1), 34-62.
- ROTT, E. (1984): Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 1078-1085.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1972): III. Rotatoria. In: ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer - Das Zooplankton der Binnengewässer. 1. Teil. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 99-234.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1977): Population dynamics of rotifers as related to climatic conditions in Lunzer Obersee und Untersee. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8, 88-93.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1980): The abundance and distribution of *Filinia terminalis* in various types of lakes as related to temperature, oxygene and food. *Hydrobiol.* 73, 169-175.
- SALONEN, K., ARVOLA, L. & ROSENBERG, M. (1993): Diel vertical migrations of phyto- and zooplankton in a small steeply stratified numic lake with low nutrient concentration. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25, 539-543.
- SANDERS, R. W. & PORTER, K. G. (1988): Phagotrophic phytoflagellates. *Adv. Microb. Ecol.* 10, 167-192.
- SANDGREN, C. D. (1988): The ecology af chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C.D. (Hrsg.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 9-104.

- SANTER, B. & LAMPERT, W. (1995): Summer diapause in cyclopoid copepods: adaptive response to a food bottleneck? *J. of Animal Ecology* 64, 600-613.
- SCHABER, P. & SCHRIMPF, (1984): *Filinia-terminalis-longiseta*-group in Bayarian und Tyreolean lakes. *Arch. Hydrobiol.* 101, 247-257.
- SCHELSKE, C. (1988): Historic trends in Lake Michigan silica concentrations. *Internat. Revue ges. Hydrobiol.* 73, 559-591.
- SCHIERWATER, B., ENDER, A., SCHWENK, K., SPAAK, P. & STREIT, B. (1994): The evolutionary ecology of *Daphnia*. In: SCHIERWATER, B., STREIT, B., WAGNER, G. P. & DESALLE, R. (Hrsg.): *Molecular Ecology and Evolution: Approaches and Applications*. Birkhäuser Verlag, Basel, 495-508.
- SCHMEISKY, H. (1982): Begrünungsversuche auf Abraumhalden in nordhessischen Braunkohlenbergbaugebieten. *Braunkohle* 34, Heft 7, 219-224.
- SCHNABEL, S. & BOHLE, H. W. (1998): Das Makrozoobenthon des oligotrophen Braunkohletagebausees Borkener See. *DGL Tagungsbericht 1997*, Eigenverlag DGL Krefeld, Band 1, 281-285.
- SCHÖNHUT, H. & SCHRÖDER, H. (1987): Die Rekultivierung von Bergbauflächen durch die PreussenElektra Aktiengesellschaft im Bereich des Borkener Braunkohletagebauvorkommens. *Braunkohle* 39 (8), 300-303.
- SCHÖNHUT, H. (1987): Das Braunkohlevorkommen von Hessen. *Braunkohle* 39 (6), 280-289.
- SCHRÖDER, H. (1982): Aufschluß, Entwicklung und Rekultivierung des Braunkohletagebaus Altenburg 4 der Preußischen Elektrizitäts-AG, Abt. Borken. *Braunkohle* 34 (7), 215-218.
- SCHRÖDER, H. (1987): Die hydrogeologischen Verhältnisse im Bereich des Borkener Braunkohlenvorkommens. *Braunkohle* 39 (8), 290-297.
- SCHRÖDER, R. (1991): Relevant parameters to define the trophic state of lakes. *Arch. Hydrobiol.* 121, 463-472.
- SCHRÖDER, R. (1969): Ein summierender Wassers schöpfer. *Arch. Hydrobiol.* 66, 241-243.
- SCHRÖDER, R. & SCHRÖDER, H. (1978): Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. *Arch. Hydrobiol.* 82 (1/4), 240-262.
- SCHWENK, K. & SPAAK, P. (1997): Ecology and genetics of interspecific hybridisation in *Daphnia*. In: STREIT, B., T. STÄDLER & S. M. LIVELY (Hrsg.): *Evolutionary Ecology of Freshwater Animals*. Birkhäuser Verlag, Basel, 199-229.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 7. Auflage. 387 S.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 4. Auflage. 368 S.
- SEELE, J. & RAEDER, U. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen III: Makrophyten und Diatomeen zur Litoralbewertung. *Tagungsbericht der DGL und SIL 1999 Rostock* 1, 189-193.
- SEILER, E. (1990): Einfluß von Kalken und Rückstandsaschen auf die Kulturfähigkeit von sulfat-sauren Tertiärsedimenten des Nordhessischen Braunkohletagebaus. *Mittlg. Erg. Stud. Ökol. Umwelts.* 18, 177.
- SERRUYA, S. & BERMAN, T. (1975): Phosphorus, nitrogen and the growth of algae in Lake Kinneret. *J. Phycol.* 11, 155-162.
- SIEBECK, O. (1982). Der Königssee. Eine limnologische Projektstudie. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte. 5/1982.
- SLÁDECEK, V. (1983): Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiol.* 100, 169-210.

- SMETACEK, V. (1985): Role of sinking in diatom life-history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. *Mar. Biol.* 84, 239-251.
- SMITH, E. H. & KALFF, J. (1983): Competition for phosphorus among co-occurring freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 28 (3), 448-464.
- SOEDER, C. J., SCHULZE, G. & THIELE, D. (1967): Einfluß verschiedener Kulturbedingungen auf das Wachstum in Synchronkulturen von *Chlorella fusca* SH. et KR. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 33, 127-171.
- SOMMER, U. (1981): The role of r- and K-selection in the succession of phytoplankton in Lake Constance. *Acta Oecol. General.* 2, 327-342.
- SOMMER, U. (1985): Comparison between steady state and non-steady-state competition: Experiments with natural phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 30, 335-346.
- SOMMER, U. (1987): Factors controlling the seasonal variation in the phytoplankton species composition. A case study for a deep, nutrient rich lake. *Prog. Phycol. Res.* 5, 123-178. Biopress Ltd.
- SOMMER, U. (1989): *Plankton Ecology: Succession in Plankton communities*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York London, 369 S.
- SOMMER, U. (1994): *Planktologie*. Springer-Verlag, Berlin. 247 S.
- SOMMER, U. & STABEL, H. (1983): Silicon consumption and population density changes in dominant planktonic events in Lake Constance. *J. Ecology* 71, 119-130.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & A. DUNCAN (1986): The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freshwater. *Arch. Hydrobiol.* 106, 433-471.
- SOTO, D. & HURLBERT, S. H. (1991): Long-term experiments on calanoid-cyclopoid interactions. *Ecol. Monogr.* 61, 245-265.
- SPAACK, P. & HOEKSTRA, J. R. (1995): Life-history variation and the coexistence of a *Daphnia* hybrid, with its parental species. *Ecology* 76 (1), 553-564.
- STARKWEATHER, P. (1980): Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. *Hydrobiol.* 73, 63-72.
- STARKWEATHER, P. (1983): Daily patterns of feeding behavior in *Daphnia* and related microcrustacea: implications for cladoceran autecology and the zooplankton community. *Hydrobiol.* 100, 203-221.
- STARMACH, K. (1985): *Chrysophyceae und Haptophyceae*. Band 1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- STECKHAN, W. (1952): *Der Braunkohlenbergbau in Nordhessen*. Hess. Lagerstättenarchiv 1, 212 S. Hess. Landesanstalt für Bodenforschung, Wiesbaden.
- STEINER, S., WEILER, W. & KASPRZAK, P. (2000): Demographische Parameter von *Daphnia* spp. mit Blick auf Prädatoren und Nahrungsgrundlage im mesotrophen Großen Vätersee (Brandenburg). *Tagungsbericht der DGL und SIL 1999, Rostock*, 830-834.
- STEMBERGER, R. S. & GILBERT, J. J. (1987): Rotifer threshold food concentrations and the size-efficiency hypothesis. *Ecology* 68, 81-187.
- STEVENSON, A. C., BIRKS, H. J. B., FLOWER, R. J. & BATTARBEE, R. W. (1989): Diatom-based pH Reconstruction of Lake Acidification Using Canonical Correspondence Analysis. *Ambio Vol.* 18 (4), 229-233.
- STOCKNER, J. G. & SHORTREED, K. S. (1989): Algal picoplankton production and contribution to food webs in oligotrophic British Columbia lakes. *Hydrobiol.* 173, 151-166.

- STRAILE, D. & GELLER, W. (1998): Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. Arch. Hydrobiol. Spec. Advanc. Limnol. 53, 255-274.
- STOERMER, E., (1985): An assessment of ecological changes during the recent history of Lake Ontario based on siliceous algal microfossils preserved in the sediments. J. Phycol. 21, 257-276.
- TAYLOR, F. J. R. (Hrsg.) (1987): The biology of dinoflagellates. Bot. Monogr. Blackwell Scientific Publications, Oxford 21, 785 Seiten.
- TEICHMANN, W. & SCHMIDT, H.- H. (1984): Limnologisches Gutachten über die voraussichtliche Entwicklung des Gewässers im ehemaligen Tagebau Altenburg 4. Unveröffentl. Gutachten.
- TEILING, E. (1955): Some mesotrophic phytoplankton indicators. Verh. Internat. Ver. Limnol. 12, 212-215.
- TELESH, I. V., RAHKOLA, M. & VILJANEN, M. (1998): Carbon content of some freshwater rotifers. Hydrobiol. 387/388, 355-360.
- TER BRAAK, C. J. F. & SMILAUER, P. (1998): Canoco 4. Canoco Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4). Centre for Biometry, Wageningen 352 S.
- TESSENOW, U. (1966): Untersuchungen über den Kieselsäuregehalt der Binnengewässer. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32, 1-136.
- TGL (1982): siehe MINISTERIUM FÜR UMWELTSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT
- THIENEMANN, A. (1928): Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Die Binnengewässer 4. Verlag Schweizerbart, Stuttgart.
- TILMAN, D. (1977): Ressource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. Ecology. 58, 339-348.
- TILMAN, D. & KIESLING, R. L. (1984): Freshwater algae ecology: Taxonomic trade-offs in the temperature dependence of nutrient competitive abilities. In: Current perspectives in microbial ecology. Am. Soc. Microbiol. 314-319.
- TILMAN, D. & STERNER, R. W. (1984): Invasions of equilibria: test of resource competition using two species of algae. Oecologia 61, 197-200.
- TILZER, M. M. (1988): Secchi disk-chlorophyll relationship in a lake with highly variable phytoplankton biomass. Hydrobiol. 162, 163-171.
- TILZER, M. M. (2000): Control factors of planktonic population dynamics in freshwater: a review. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55, 471-491.
- TRAHMS, K.-J. (1972): Die Entwicklung von Plankton-Biocoenosen in Restgewässern des Rheinischen Braunkohlegebietes. Internat. Revue Hydrobiol. 57 (5), 695-758.
- TRAPP, S. (1995): Kartierung der Submersen Makrophyten des NSG Borkener See. Unveröffentl. Gutachten, 66 Seiten.
- TREMEL, B. (1993): Limnologische Untersuchung zweier unterschiedlich genutzter Baggerseen im Jahresverlauf. Dissertation an der Rhein. Friedrich-Wilhelm-Universität in Bonn, 146 S.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Ver. Limnol. 9, 1-38.
- VAN DEN BOSCH, F. & SANTER, B. (1995): Cannibalism in *Cyclops abyssorum*. Oikos 67, 19-28.
- VAN DEN HOEK, C., JAHNS, H. M. & MANN, D. G. (1993): Algen. Gustav Thieme Verlag Stuttgart, 411 S.

- VOIGT, M. (1958): Gastrotricha. In: BROHMER, P., EHRMANN, P. & ULMER, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Urtiere - Hohltiere - Würmer. I. Band, Lief. 4a. Verlag Quelle & Meyer, Leipzig.
- VÖRÖS, L., CALLIERI, C., BALOGH, K. V. & BERTONI, R. (1998): Freshwater picocyanobacteria along a trophic gradient and light quality range. *Hydrobiol.* 369/370, 117-125.
- WAGNER, A. (1999): Die Variabilität der maximalen Größe ingestierbarer Partikel bei *Daphnia galeata*: Anpassungsstrategie an unterschiedliche Futterbedingungen? Tagungsbericht der DGL und SIL 1999, Rostock, 666-670.
- WAGNER, A., BOLLENBACH, M. & HÜLSMANN, S. (1999): Der Zusammenbruch einer Daphnien-Population II: Die Rolle des Fraßdruckes der 0+Fische und evertebraten Räuber. Tagungsbericht der DGL und SIL 1989, Klagenfurt, 700-704.
- WAGNER, A. & SEITZ, A. (1992): Qualitative and quantitative investigations on the cladoceran zooplankton in oligotrophic maar lakes. *Arch Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.* 38, 171-182.
- WAGNER, K. (1989): Einfluß von Kulturmaßnahmen auf Vegetationsentwicklungen und Nährstoffverhältnisse auf Abraumhalden des Braunkohletagebaues im nordhessischen Borken. *Mittlg. Erg. Stud. Ökol. Umwelts.* 13, 157 S.
- WALZ, N. (1993): Life history strategies of rotifers. *Ecological Studies*. Springer Verlag 98, 193-214.
- WALZ, N. (1997): Rotifer life history strategies and evolution in freshwater plankton communities. In: STREIT, B., T. STÄDLER & S. M. LIVELY (Hrsg.): *Evolutionary Ecology of Freshwater Animals*. Birkhäuser Verlag, Basel, 119-150.
- WATSON, S., MCCAULEY, E. & DOWNING, J. A. (1997): Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* 42, 487-495.
- WATSON, S. & MCCAULEY, E. (1988): Contrasting patterns of net- and nanoplankton production and biomass among lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 915-920.
- WATSON, S. W. & KALFF, J. (1981): Relationship between nanoplankton and lake trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 960-967.
- WESTERMANN, W. M. A. (1993): Entwicklung abiotischer Milieufaktoren in einem neu entstehenden See eines ehemaligen Braunkohletagebaugesbietes in Nordhessen. *Ökologie und Umweltsicherung* 3, 194.
- WETZEL, R.G. (1983): *Limnology*. Saunders, Philadelphia, 767 S.
- WICKHAM, S. A., GILBERT, J. J. & BERNINGER, U. G. (1993): Effects of rotifers and ciliates on the growth and survival of *Daphnia*. *J. Plankton Res.* 15, 317-334.
- WIEBACH, F. (1958): Bryozoa. In: BROHMER, P., EHRMANN, P. & G. ULMER (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Urtiere - Hohltiere - Würmer. I. Band, Lief. 8. Verlag Quelle & Meyer, Leipzig.
- WIEDERSICH, B. (1996): *Das Wetter: Entstehung, Entwicklung, Vorhersage*. Enke Verlag, Stuttgart.
- WILLÉN, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting. *Br. Phycol. J.* 11, 265-278.
- WILLÉN, E. (1991): Planktonic diatoms - an ecological review. *Algol. Studies* 62, 69-106.
- WILLÉN, E., HAJDU, S. & PEJLER, Y. (1990): Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes - classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. *Limnol.* 20 (2), 217-227.

- WILLIAMSON, C. E. (1983): Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiol.* 104, 385-396.
- WOLF, H. G. (1987): Interspecific hybridization between *Daphnia hyalina*, *D. galeata*, and *D. cucullata* and seasonal abundances of these species and their hybrids. *Hydrobiol.* 145, 213-217.
- WOLF, H. G. & MORT, M. A. (1986): Interspecific hybridization underlies phenotypic variability in *Daphnia* populations. *Oecologia* 68, 507-511.
- WOLF, H. G. & WIEDER, L. J. (1991): Do life-history parameters of *Daphnia* as determined in the laboratory correctly predict species succession in the field? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 2799-2801.
- ZELINKA, M. & SLÁDECEK, V. (1964): *Hydrobiologie pro vodokospodare*. Prag 212 S.

ANHANG

- Anhang 1:** Probenahmen im Borkener See mit Probestelle, Datum, Tiefe und gemessenen Parametern.
- Anhang 2:** Trockenmasse und Kohlenstoffgehalt nach DUMONT et al. (1975), LATJA & SALONEN (1978), NAUWERCK (1963), PAULI (1991) und TELESH et al. (1998).
- Anhang 3:** Windstärke nach der BEAUFORT-Skala an der Wetterstation Bad Wildungen und der Klimastation Kassel in den Jahren 1994 bis 1997. Daten des DWD, Offenbach.
- Anhang 4:** Secchi-Sichttiefe an den PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ 1997.
- Anhang 5:** Wassertemperatur, Sauerstoff-Konzentration und -Sättigung in Sedimentnähe (ca. 50 m Tiefe) an der PS ‚Boje‘.
- Anhang 6:** Ausschnitt aus der 12-stufigen Beaufort-Skala angegeben bis Windstärke 9 nach WIEDERSICH (1996)
- Anhang 7:** Wasserchemische und -physikalische Ergebnisse an der Probestelle ‚Boje‘ im Zeitraum von 1993 bis 1997.
- Anhang 8:** Chlorophyll-Konzentration in [$\mu\text{g/l}$] an acht Probestellen im Borkener See von 1993 bis 1997.
- Anhang 9:** Phytoplanktonbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] an der Probestelle ‚Boje‘ von 1994 bis 1997. Die Probenahme erfolgte mit dem SCHRÖDER-Schöpfer aus der Tiefe von 0-20 m.
- Anhang 10:** Phytoplanktonbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] an der PS ‚Boje‘ am 9.9.1997 aus verschiedenen Tiefen (RUTTNER-Schöpfer), an der PS ‚Nordbucht‘ 1997 (SCHRÖDER-Schöpfer 0-10 m) und der PS ‚Flachwasserzone‘ 1997 (Wasserprobe aus 0,5 m).
- Anhang 11:** Korrelationen zwischen Biovolumen (BV) und Zellzahl (Z) verschiedener Algentaxa und der summierten Sonnenscheindauer (SoDauer).
- Anhang 12:** Phytoplanktonbiovolumen [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] an der PS ‚Boje‘ am 11.4.1997 aus zwei Tiefenbereichen (SCHRÖDER-Schöpfer 0-10 m und 0-20 m).
- Anhang 13:** Abundanz [Ind. / 100 l] des Zooplanktons an der PS ‚Boje‘, ‚Nord‘ und ‚Süd‘ von 1994 bis 1997.
- Anhang 14:** Transektbeprobung vom 24.7.1997 für sechs Probestellen. Probestellen in Abb. 1 markiert.

- Anhang 15:** Abundanz der Zooplankter 1994 an den drei PS ‚Boje‘, ‚Nord‘ und ‚Süd‘.
- Anhang 16:** Vergleich der Probenahme mit der Planktonfalle nach PATALAS an der PS ‚Boje‘ (0-5 m, 6-10 m, 11-15 m, 16-20 m) und der PS ‚Nordbucht‘ (0-5 m, 6-10 m) von Juni 1995 bis Juni 1996.
- Anhang 17:** Spearman-Rangkoeffizient für *Daphnia spp.* und der Zelldichte verschiedener Phytoplanktontaxa mit signifikanter Korrelation.
- Anhang 18:** Verteilung und Abundanz von *Daphnia cucullata*, *D. galeata* und *D. galeata x cucullata* an der PS ‚Boje‘ in 0 - 20 m und 20 - 35 m bzw. 20 - 45 m.
- Anhang 19:** Anzahl der Eier pro eiertragendem Weibchen von *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops abyssorum*.
- Anhang 20:** Artenliste der ‚Cladocera‘ der Flachwasserzone 1997 mit Abundanz und saprobieller Zuordnung nach MAUCH (1976) und den dort erwähnten Quellen (CYRUS & SLADECEK 1969, ZELINKA & SLADECEK 1964)..
- Anhang 21:** Artenliste der Copepoda mit der Gesamtzahl der adulten Tiere in den Proben der Flach-wasserzone 1997 und der saprobiellen Einstufung nach MAUCH (1976) und der dort erwähnten Quellen (CYRUS & SLADECEK 1969, ZELINKA & SLADECEK 1964).
- Anhang 22:** Artenliste und Abundanz der Rotatoria mit Gesamtzahl der adulten Tiere in den Proben der PS ‚Flachwasserzone‘ und der PS ‚Nordbucht‘ 1997.
- Anhang 23:** Tiefenprofil Nitrat-Konzentration an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis April 1996.
- Anhang 24:** Trophieklasifikation nach FORSBERG & RIDING (1980). Meßmodus epilimnische Werte im Sommer (Juni bis September).
- Anhang 25:** Trophieklassifikation nach CARLSON (1977). Meßmodus: epilimnische Werte im Sommer (Juni bis September).
- Anhang 26:** Berechnungsformeln für den TSI Sichttiefe (SD), TSI Chlorophyll (Chl) und TSI Gesamt-Phosphat (TP).
- Anhang 27:** Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989)
- Anhang 28:** Trophieklassifikation nach TGL 27885/01 der DDR (1982)
- Anhang 29:** Quellenangaben zu den in Kap. 6.5.1 und Kap. 6.5.1.2 gegenübergestellten Seen
- Anhang 30:** Ergebnisse der Komponentenanalyse (abiotische Parameter) mit SPSS.

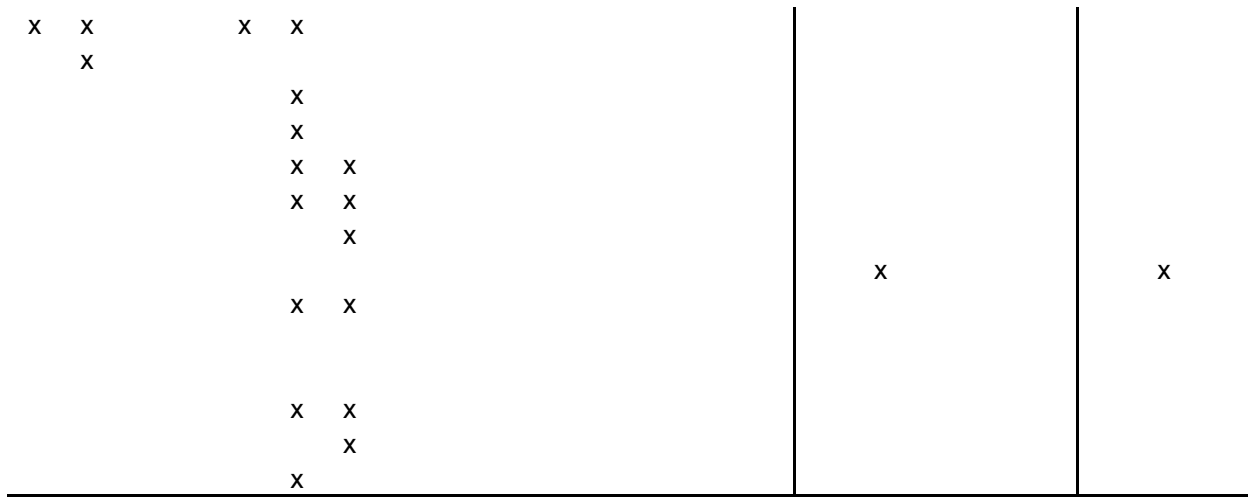
Anhang 1: Probenahmen im Borkener See mit Probestelle, Datum, Tiefe und gemess

Datum	PS 'Boje' (0-2																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
27.1.94	x		x				x	x	x	x	x			x		x	
29.3.94				x		x	x	x	x	x	x			x		x	
28.4.94							x	x	x	x			x	x		x	
31.5.94				x		x	x	x	x	x			x	x		x	
13.6.94				x			x										
1.7.94	x			x		x	x	x	x	x	x		x	x		x	
14.7.94	x					x	x	x	x	x			x	x		x	
28.7.94	x			x		x	x	x	x	x	x		x	x		x	
18.8.94				x		x							x		x		
30.8.94		x		x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
15.9.94		x		x		x							x		x		
20.9.94							x										
28.9.94	x	x				x		x	x	x	x		x	x	x	x	
18.10.94	x	x		x		x							x		x		
3.11.94	x	x				x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
7.12.94						x	x						x		x		
13.12.94		x					x	x	x	x	x			x		x	
24.1.95		x			x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
1.3.95				x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
20.3.95		x				x	x						x		x		
4.4.95							x										
11.4.95		x		x	x		x	x	x	x	x			x		x	
28.4.95		x		x		x	x						x		x		
4.5.95					x												
16.5.95		x		x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
1.6.95							x										
8.6.95		x		x	x	x		x					x		x		x
30.6.95				x	x		x										
7.7.95		x				x	x	x	x	x	x		x	x		x	x
3.8.95		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
10.8.95							x										
5.9.95		x		x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x
13.9.95		x					x						x				x
4.10.95		x			x	x	x		x				x		x		x
11.10.95						x	x	x		x	x					x	
7.11.95		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x
4.12.95						x											
14.12.95		x		x	x		x						x		x		x
4.1.96		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
3.4.96		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
14.5.96		x		x	x	x	x						x		x		x
10.6.96		x		x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		x
27.6.96		x		x		x	x	x	x	x	x				x	x	x
18.7.96		x		x		x	x						x		x		x
1.8.96		x		x		x	x	x	x	x	x		x		x	x	x
17.8.96		x		x		x	x						x		x		x

5.9.96	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x
27.9.96	x	x		x			x					x
26.3.97	x	x	x	x	x				x	x		
28.4.97	x	x			x				x	x		
27.5.97	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x
26.6.97	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
11.7.97				x	x		x					
23.7.97		x										
24.7.97	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x
12.8.97	x		x	x					x	x		
18.8.97		x		x		x						
27.8.97	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x
9.9.97	x		x	x	x		x					
30.9.97	x	x	x	x	x				x	x		x

ssenen Parametern.

[illegible]



[illegible]

Datum	2	4	5	6	7	8
11.6.95			x			
30.6.95			x			
7.7.95						
3.8.95			x			
10.8.95						
5.9.95			x			
13.9.95						
4.10.95			x			
11.10.95						
7.11.95			x			
14.5.96			x			
10.6.96			x			
28.4.97	x					
27.5.97	x			x	x	x
26.6.97	x			x	x	x
11.7.97	x					
14.7.97						
23.7.97		x				
24.7.97	x			x	x	x
12.8.97	x			x		x
18.8.97					x	
27.8.97	x			x		x
9.9.97						
30.9.97	x			x	x	
5.10.97						

Datum	Flachwasserzone P ₅					
	8	9	10	11	12	14
4.5.95	x	x	x			
16.5.95	x	x	x	x	x	x
1.6.95	x		x		x	x
8.6.95						
11.6.95	x	x	x			
30.6.95						
7.7.95	x	x	x		x	x
3.8.95	x	x	x	x	x	x
10.8.95						
5.9.95	x	x		x	x	x
13.9.95						
4.10.95	x	x	x		x	x
11.10.95	x	x				
18.7.96						

		x	
		x	x
		x	x
		x	
			x
		x	x
		x	x
		x	x

Vordbucht' (0-10 m)									FB PS 0			Flachwasserzone PS 1 (0,5 m								
9	10	11	12	14	16	18	20	22	6	8	10	8	9	10	11	12	14	16	18	
				</																

S 3 (0,5 m)				L1-L7 (0,5 m)	
16	18	20	22	13	15
			x		
x	x	x	x		
x	x	x	x		
x	x	x	x		
x	x	x	x		
				x	x

Nr.	Parameter	Methode
1	Phytoplankton	Planktonnetz (25 µm)
2	Phytoplankton	Schröder-Schöpfer
3	Zooplankton	Pumpe und Planktonnetz (80 µm)
4	Zooplankton	Planktonnetz (80 µm)
5	Zooplankton	Planktonfalle (70 µm)
6	Chlorophyll a	Schröder-Schöpfer
7	Sichttiefe	Secchi-Scheibe
8	Temperatur	Ruttner-Schöpfer
9	Leitwert	Ruttner-Schöpfer
10	Sauerstoff	Ruttner-Schöpfer
11	pH-Wert	Ruttner-Schöpfer
12	G-Phosphat	Ruttner-Schöpfer
13	G-Phosphat	Schröder-Schöpfer
14	o-Phosphat	Ruttner-Schöpfer
15	o-Phosphat	Schröder-Schöpfer
16	Nitrat-N	Ruttner-Schöpfer

i)		Flachwasserzone PS 2 (0,5 m)										Flachwasserzone PS 3 (0,5 m)							
20	22	8	9	10	11	12	14	16	18	20	22	8	9	10	11	12	14	16	18
x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x
		x	x	x								x	x	x					
x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
		x	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	x		
x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x

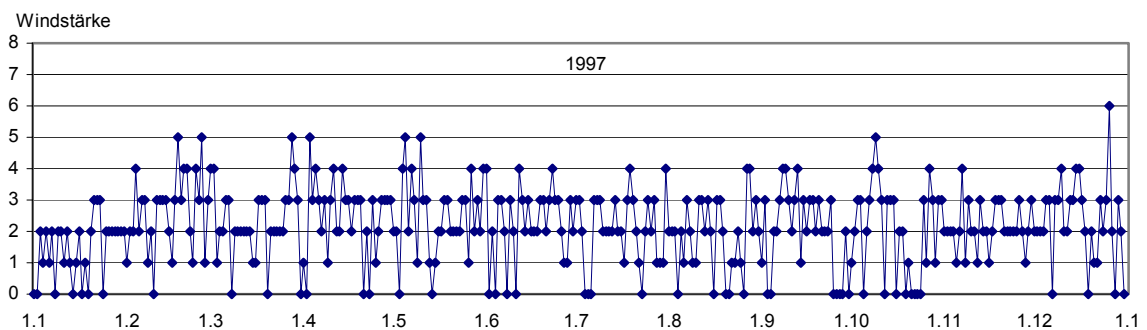
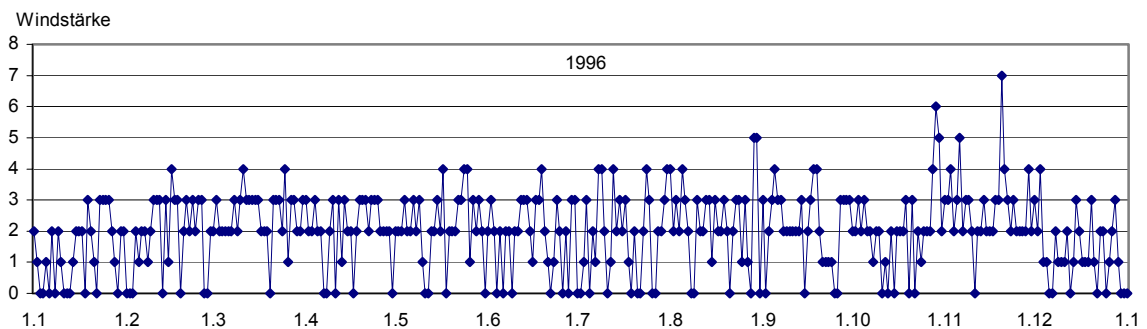
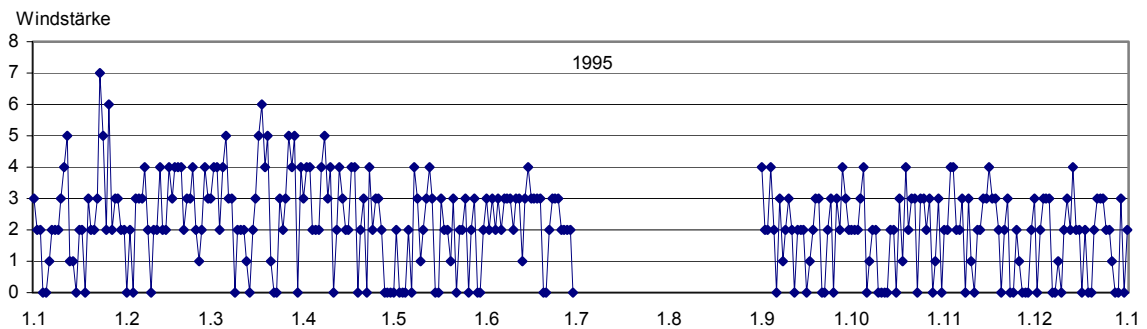
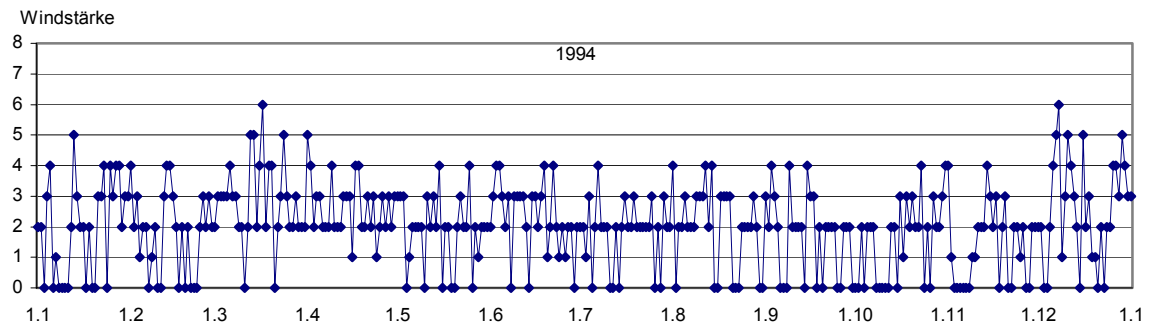
Abkürzung	Nr.	Parameter	Methode	Abkürzung
PP-N	17	Nitrat-N	Schröder-Schöpfer	N03-S
PP-S	18	Nitrit-N	Ruttner-Schöpfer	N02-R
n) ZP-P	19	Nitrit-N	Schröder-Schöpfer	N02-S
ZP-N	20	Ammonium-N	Ruttner-Schöpfer	NH4-R
ZP-F	21	Ammonium-N	Schröder-Schöpfer	NH4-S
Chl-S	22	Silicium-Si	Ruttner-Schöpfer	Si-R
ST	23	Silicium-Si	Schröder-Schöpfer	Si-S
T-R	24	Freies Kohlendioxid	Ruttner-Schöpfer	CO2-R
L-R	25	SBV	Ruttner-Schöpfer	SBV-R
S-R	26	Calcium	Ruttner-Schöpfer	Ca-R
pH-R	27	Magnesium	Ruttner-Schöpfer	Mg-R
G-R	28	BSB5	Schröder-Schöpfer	BSB5-R
G-S	29	BSB5	Schröder-Schöpfer	BSB5-S
o-P	30	Sulfat	Ruttner-Schöpfer	S-R
o-S	31	Eisen	Ruttner-Schöpfer	Fe-R
N03-R	32	Chlorid	Ruttner-Schöpfer	Cl-R

i)	20	22
		x
	x	x
	x	x
	x	x
	x	x
	x	x

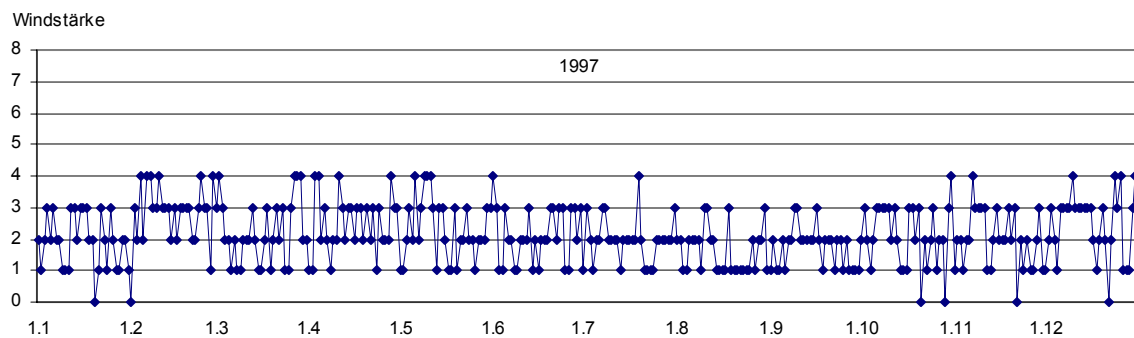
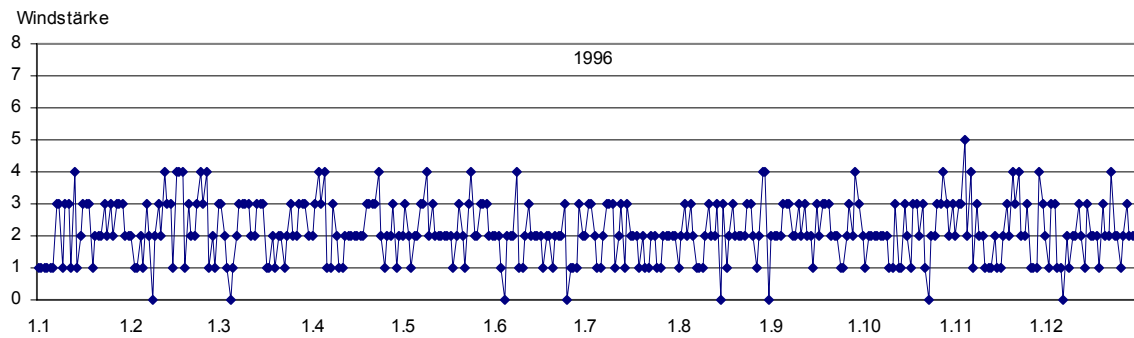
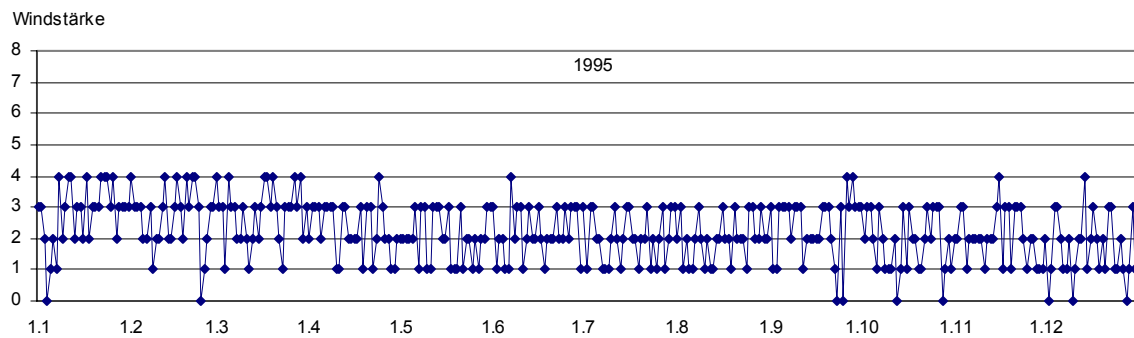
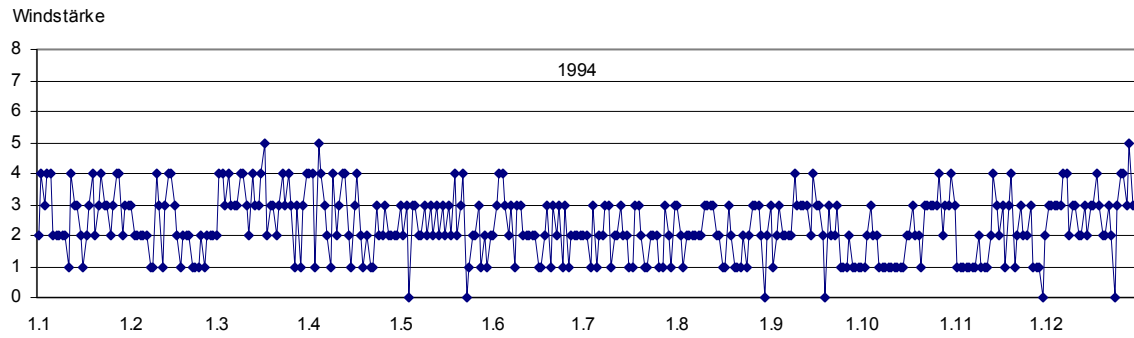
Anhang 2: Trockenmasse und Kohlenstoffgehalt nach DUMONT et al. (1975), NAUWERCK (1963), PAULI (1991) und TELESH et al. (1998).

Taxon	Größe	Anzahl für Größenbe- rechnung	PAULI (1991)	DUMONT et al. (1975)	NAUWERCK (1963)	LATJA & SALONEN (1978)	TELESH et al. (1998)	für die vorliegende Arbeit verwendet:
	[mm]	n	dry weight [µg/Ind.]			Kohlenstoffgehalt [µg/Ind.]		
<i>Daphnia cucullata</i>	1,1	36		5,42				2,71
<i>Daphnia cucullata</i> mit Eiern	1,4	11		10,94				5,47
Calanoide Copepodite	0,7	16		3,09				1,55
Calanoide C5 Copepodite	1,0	16		8,50	5,3-7,3			4,25
Calanoide Adulte	1,2	17		10,85				5,42
<i>Eudiaptomus gracilis</i> mit Eiballen	1,2	5		11,04				5,52
Cyclopoide Copepoda	0,6	10		1,91				0,95
Cyclopoide Adulte	1,2	1		11,19	11,8			5,59
Nauplien (Mittelwert)				0,32				0,16
<i>Keratella cochlearis</i>	0,1		0,02-0,04			0,02	0,015	0,02
<i>Keratella quadrata</i>								0,58
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	0,1		0,03-0,06			0,03		0,03
<i>Filinia terminalis</i>	0,2		0,03-0,06			0,02		0,03
<i>Kellicottia longispina</i>	0,1		0,02-0,04			0,02		0,02
<i>Ascomorpha ovalis</i>								0,25

Anhang 3: Windstärke nach der BEAUFORT-Skala an der Wetterstation Bad Wildungen in den Jahren 1994 bis 1997. Quelle: DWD, Offenbach.



Fortsetzung: Windstärke nach der BEAUFORT-Skala an der Klimastation Kassel in den Jahren 1994 bis 1997. Quelle: DWD, Offenbach.



Anhang 4: SECCHI-Sichttiefe [m] an den PS ‚Boje‘ und ‚Nordbucht‘ 1997.

Sichttiefe [m]	26.06.97	24.07.97	12.08.97	30.09.97
PS ‚Boje‘	4,7	7,0	7,8	4,2
PS ‚Nordbucht‘	4,4	5,9	6,0	3,8
Differenz	0,3	1,1	1,8	0,4

Anhang 5: Wassertemperatur, Sauerstoff-Konzentration und -Sättigung in Sedimentnähe (ca. 50 m Tiefe) an der PS ‚Boje‘.

	1994	1995	1996	1997
Wassertemperatur	4,5	4,2	3,5	4,0
O ₂ -Konzentration März	12,7	12,6	12,4	12,5*
O ₂ -100% (korreg. * 1,02)	13,2	13,3	13,5	13,4
%-Konz.März	96,4	94,9	91,6	93,6*
%-Konz. Herbstmonate	63,0	67,0	60,7	63,9
Differenz	33,4	27,9	30,9	29,7

* Aufgrund der Messungen im Januar und im April geschätzt

Anhang 6: Ausschnitt aus der 12-stufigen BEAUFORT-Skala angegeben bis Windstärke 9 nach WIEDERSICH (1996)

Windstärke	Windgeschwindigkeit [m/s]	Beschreibung
0	0,0 - 0,2	Stille
1	0,3 - 1,5	leichter Zug
2	1,6 - 3,3	leichter Zug
3	3,4 - 5,4	schwacher Wind
4	5,5 - 7,9	mäßiger Wind
5	8,0 - 10,7	frischer Wind
6	10,8 - 13,8	starker Wind
7	13,9 - 17,1	steifer Wind
8	17,2 - 20,7	stürmischer Wind
9	20,8 - 24,4	Sturm

Anhang 8: Chlorophyll-Konzentration in [µg/l] an acht Probestellen im Borkener See von 1993 bis 1997.

Probestelle	Methode	08.10.93	26.10.93	28.03.94	27.05.94	01.07.94	14.07.94	28.07.94	18.08.94	30.08.94
Boje	HOLDEN (1976)	5	6	18	13	10	14	7	7	12
Nord	HOLDEN (1976)	5	6	9	12	9	12	10	6	20
Süd	HOLDEN (1976)	12	6	22	13	10	15	12	6	21

Probestelle	Methode	15.09.94	26.09.94	18.10.94	03.11.94	07.12.94	24.01.95	01.03.95	20.03.95	26.04.95
Boje	HOLDEN (1976)	7	16		2	4		3	5	
	DEV			3	3	<1	<1	<1	<1	1
Nord	HOLDEN (1976)	7	20							
	DEV			3	5	<1				
Süd	HOLDEN (1976)	13	34							
	DEV			3	2	<1				

Probestelle	Methode	16.05.95	08.06.95	04.07.95	03.08.95	05.09.95	07.10.95	11.10.95	07.11.95	04.12.95
Boje	DEV	1	<1	0	<1	<1	1	3	3	3
Boje	HOLDEN (1976)		5							

Probestelle	Methode	04.01.96	03.04.96	14.05.96	10.06.96	26.06.96	18.07.96	01.08.96	19.08.96
Boje	DEV	3	1	4	1	2	1	2	2
Nord	DEV						3	1	
Süd	DEV							1	

Probestelle	Methode	26.03.97	25.05.97	26.06.97	23.07.97	12.08.97	27.08.97	09.09.97	30.09.97
Boje	DEV	4	2	2	3	2	5	3	5
Nordbucht	DEV		3	4	4	3	6		5
Flachwasserzone	DEV			4	5		10		7

Probestelle	Methode	01.08.96
C 1	DEV	2
C 2	DEV	3
C 3	DEV	3

Anhang 11: Korrelationen zwischen Biovolumen (BV) und Zellzahl (Z) verschiedener Algentaxa und der summierten Sonnenscheindauer (SoDauer).

Parameter	N	R	p-Niveau	Signifikanz
BV Bacillariophyceen & SoDauer 3 Tage	45	0,363	0,014	*
BV Bacillariophyceen & SoDauer 5 Tage	45	0,345	0,020	*
BV Bacillariophyceen & SoDauer 25 Tage	45	0,303	0,043	*
BV Bacillariophyceen & SoDauer 30 Tage	45	0,362	0,015	*
BV Cryptophyceen & SoDauer 30 Tage	45	0,327	0,028	*
BV Dinophyceen & SoDauer 3 Tage	45	0,296	0,049	*
BV Dinophyceen & SoDauer 5 Tage	45	0,344	0,021	*
BV Dinophyceen & SoDauer 10 Tage	45	0,375	0,011	*
BV Dinophyceen & SoDauer 15 Tage	45	0,375	0,011	*
BV Dinophyceen & SoDauer 20 Tage	45	0,444	0,002	**
BV Dinophyceen & SoDauer 25 Tage	45	0,434	0,003	**
BV Dinophyceen & SoDauer 30 Tage	45	0,538	0,0001	***
BV Chrysophyceen & SoDauer 3 Tage	45	0,329	0,027	*
BV Chrysophyceen & SoDauer 10 Tage	45	0,386	0,009	**
BV Chrysophyceen & SoDauer 15 Tage	45	0,438	0,003	**
BV Chrysophyceen & SoDauer 20 Tage	45	0,424	0,004	**
BV Chrysophyceen & SoDauer 25 Tage	45	0,441	0,002	**
BV Chrysophyceen & SoDauer 30 Tage	45	0,437	0,003	**
BV μ -Algen & SoDauer 20 Tage	39	0,346	0,031	*
BV μ -Algen & SoDauer 25 Tage	39	0,370	0,020	*
BV μ -Algen & SoDauer 30 Tage	39	0,376	0,018	*
Z Chysophyceen & SoDauer 15 Tage	45	0,335	0,024	*
Z Chysophyceen & SoDauer 20 Tage	45	0,373	0,012	*
Z Chysophyceen & SoDauer 25 Tage	45	0,408	0,005	**
Z Chysophyceen & SoDauer 30 Tage	45	0,373	0,012	*
Gesamtzellzahl & SoDauer 20 Tage	45	0,326	0,029	*
Gesamtzellzahl & SoDauer 25 Tage	45	0,362	0,015	*
Gesamtzellzahl & SoDauer 30 Tage	45	0,416	0,004	**

Anhang 17: SPEARMAN-Rangkoeffizient für *Daphnia spp.* und der Zelldichte verschiedener Phytoplanktontaxa mit signifikanter Korrelation

Korrelation	N	R	p	Signifikanz-niveau
<i>D. galeata</i> & <i>Cryptomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,479	0,004	**
<i>D. galeata</i> & <i>Rhodomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,462	0,006	**
<i>D. galeata</i> & Cyanophyceae (Zellen)	34	- 0,453	0,007	**
<i>D. galeata x cucullata</i> & <i>Rhodomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,445	0,008	**
<i>D. galeata x cucullata</i> & <i>Cryptomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,43	0,011	*
<i>D. cucullata</i> & <i>Cryptomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,374	0,03	*
<i>D. cucullata</i> & <i>Rhodomonas spp.</i> (Zellen)	34	0,366	0,03	*
<i>D. galeata</i> & <i>Fragilaria spp.</i> (Zellen)	34	- 0,350	0,042	*
<i>D. galeata</i> & <i>Fragilaria spp.</i> (Zellen)	34	- 0,345	0,046	*

Anhang 18: Verteilung und Abundanz von *Daphnia cucullata*, *D. galeata* und *D. galeata x cucullata* an der PS ‚Boje‘ in 0 - 20 m und 20 - 35 m bzw. 20 - 45 m.

Datum	19.8.1996		27.9.1996	
Tiefenbereich	0-20 m	20-35 m	0-20 m	20-45 m
<i>Daphnia cucullata</i> [Ind./100l]	30,4	1,2	68,4	8,6
<i>Daphnia galeata x cucullata</i> [Ind./100l]	16,6	2,4	92,5	17,1
<i>Daphnia galeata</i> [Ind./100l]	27,6	6,0	61,4	10,3
Summe [Ind./100l]	74,6	9,6	222,3	36,0
%-Anteil der Abundanz in 20-35 m bzw. 20-45 m an der Abundanz in 0-20 m	13,1		16,1	

Anhang 19: Anzahl der Eier pro eiertragendem Weibchen von *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops abyssorum*.

Datum	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Cyclops abyssorum</i>
7.11.1995	5	-
04.1.1996	6, 5, 5, 4, 5	-
14.5.1996	-	2*9
10.6.1996	-	2*9, 2*9
18.7.1996	9	-
27.9.1996	5, 3	-
24.4.1997	5	2*9
27.5.1997	5	-
26.6.1997	10	-
23.7.1997	6, 6, 6, 6, 6	-
19.8.1997	7, 9, 5, 6	-
27.9.1997	10, 5	-
30.9.1997	4, 6, 4, 5, 4, 4, 8, 10, 10	2*8, 2*8, 2*5
Mittelwert	6,06	2*8,2

Anhang 20: Artenliste der ‘Cladocera’ der Flachwasserzone 1997 mit Abundanz und saprobieller Zuordnung nach MAUCH (1976) und den dort erwähnten Quellen (CYRUS & SLADECEK 1969, ZELINKA & SLADECEK 1964). os = oligo-saprob und bms = beta-mesosaprob bzw os-bms in beiden Bereichen anzu-treffen. Die Häufigkeiten wurden in den Einzelproben vier Klassen zugeordnet, wobei 1 = Einzelfund, 2 = wenige Exemplare, 3 = zahlreich und 4 = sehr zahlreich bedeutet.

TAXON	Abundanz	Saprobielle Zuordnung
<i>Acroperus harpae</i> (BAIRD, 1835)	1 - 3	os-bms
<i>Alona rectangulara</i> SARS, 1862	1 - 4	os (bms)
<i>Biapertura affinis</i> (LEYDIG, 1860)	1	os
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. MÜLLER, 1785)	1	bms
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. MÜLLER, 1785)	1 - 4	os/bms
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. MÜLLER, 1785)	1 - 4	bms
<i>Daphnia galeata</i> SARS, 1864	1	-
<i>Macrothrix laticornis</i> (JURINE, 1829)	2	bms
<i>Pleuroxus denticulatus</i> BIRGE, 1879	1	-
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. MÜLLER, 1785)	1 - 4	bms
<i>Sida cristallina</i> (O.F. MÜLLER, 1776)	1	os
<i>Simocephalus exspinosus</i> (KOCH, 1841)	1 - 4	os
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. MÜLLER, 1776)	1 - 4	bms

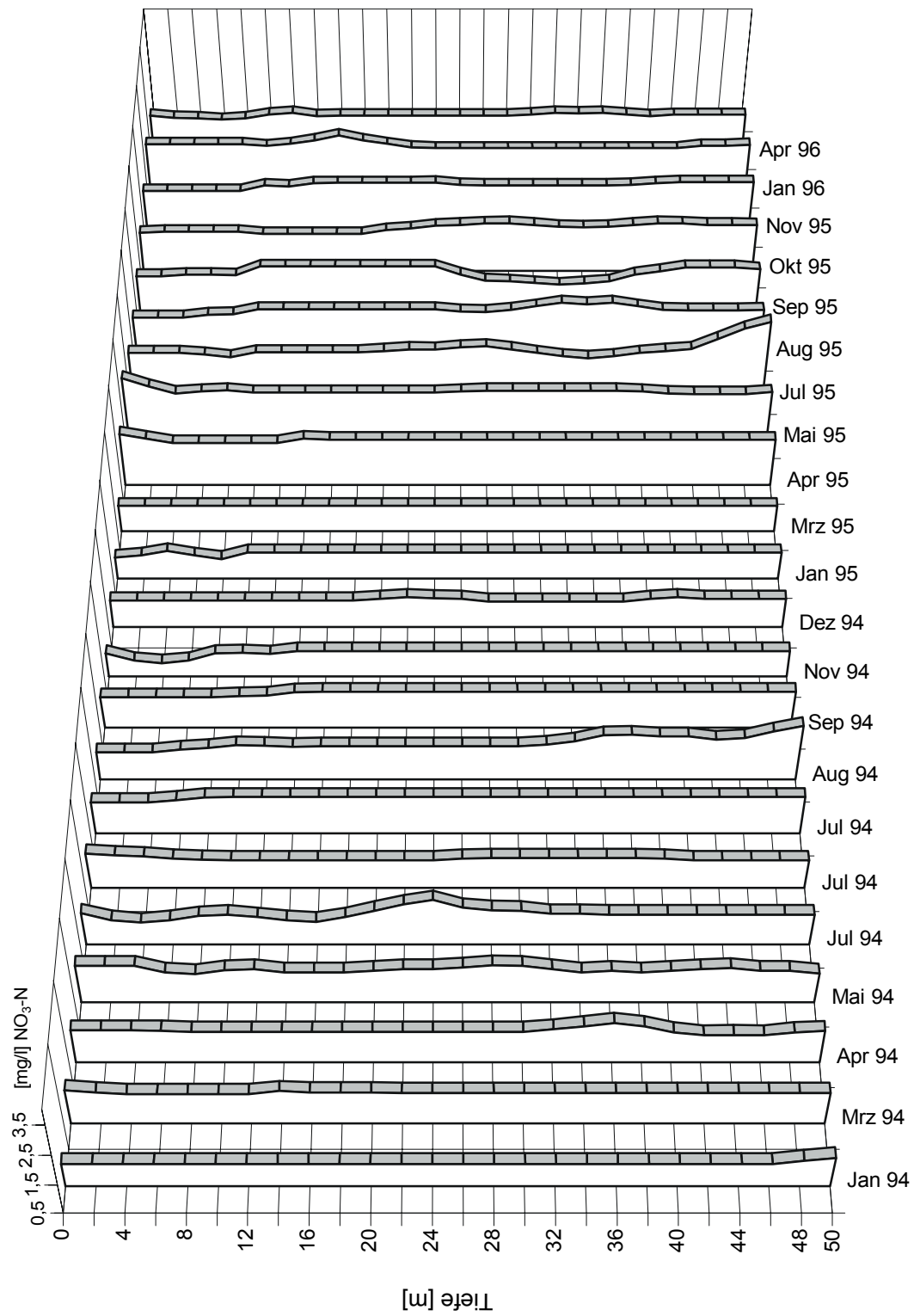
Anhang 21: Artenliste der Copepoda mit der Gesamtzahl der adulten Tiere in den Proben der Flach-wasserzone 1997 und der saprobiellen Einstufung nach MAUCH (1976) und der dort erwähnten Quellen (CYRUS & SLADECEK 1969, ZELINKA & SLADECEK 1964). os = oligo-saprob und bms = beta-mesosaprob bzw os-bms in beiden Bereichen anzu-treffen.

TAXON	Gesamtzahl	Saprobielle Einstufung
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (SARS 1863)	3	os/bms
<i>Acanthocyclops cf. vernalis</i> (FISCHER 1853)	1	bms
<i>Acanthocyclops robustus</i> (SARS 1863)	9	bms
<i>Cryptocyclops bicolor</i> (SARS 1863)	12	os
<i>Cyclops abyssorum</i> SARS 1863	1	-
<i>Diacyclops cf. charon</i> (KIEFER 1931)	8	-
<i>Eucyclops macruroides</i> (LILLJEBORG 1901)	13	os
<i>Eucyclops macrurus</i> (SARS 1863)	7	os-bms
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)	16	bms
<i>Macrocyclus albidus</i> (JURINE 1820)	26	bms
<i>Macrocyclus fuscus</i> (JURINE 1820)	4	os-bms
<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISCHER 1860)	15	os
Gesamtzahl	115	-

Anhang 22: Artenliste und Abundanz der Rotatoria mit Gesamtzahl der adulten Tiere in den Proben der PS 'Flach-wasserzone' und der PS 'Nordbucht' 1997. Die Häufigkeiten wurden in den Einzelproben vier Klassen zugeordnet, wobei 1 = Einzelfund, 2 = wenige Exemplare, 3 = zahlreich und 4 = sehr zahlreich bedeutet. Saprobielle Einstufung nach MAUCH (1976) und SLADECEK (1983), (Ii= Indikationsgewicht der Art, Si= individuelle saprobielle Valenz).

Taxon	PS ,Nordbucht'	PS Flachwasserzone	MAUCH (1976)	SLADECEK (1983)	Ii	Si
<i>Ascomorpha ovalis</i> (CARLIN 1943)	2	-	-	-	-	-
<i>Colurella spec.</i>	-	2	-	-	-	-
<i>Colurella obtusa obtusa</i> (GOSSE, 1886)	-	3	os	os-bms	1	1,5
<i>Colurella unicata f. bicuspidata</i> (EHBG. 1832)	-	3	os-bms	bms-os	2	1,7
<i>Filinia terminalis</i> (PLATE)	4	-		os-bms	3	1,4
<i>Floscularia ringens ringens</i> (LINNEÉ, 1758)	-	4	bms	bms	5	1,9
<i>Kellicottia longispina</i> (KELICOTT 1879)	3 - 4	-	os	os	3	1,2
<i>Keratella cochlearis</i> (GOSSE, 1851)	2 - 3	2 - 3	bms	bms-os	1	1,7
<i>Lecane cf. subtilis</i> HARRING & MYERS 1926	-	2	os	os	5	1,0
<i>Lecane levistyla levistyla</i> (OLOFSSON, 1917)	-	3	-	-	-	
<i>Lecane spec.</i>	-	2	-	-	-	-
<i>Lepadella patella patella</i> (O.F. MÜLLER, 1786)	-	2	os-bms	os-bms	3	1,4
<i>Polyarthra remata</i> (SKORIKOV, 1896)	-	3	os	os-bms	3	1,5
<i>Polyarthra dolichoptera</i> IDELSON 1925	2 - 4	2	os	os-bms	3	1,5
<i>Synchaeta pectinata</i> EHRENBURG 1832	-	4	bms	os-bms	2	1,7
<i>Synchaeta tremula</i> (O.F. MÜLLER) 1786	-	2 - 3	os bis bms	os	4	1,2
<i>Testudinella spec.</i>	-	2	-	-	-	-
<i>Trichocera spec.</i>	-	2	-	-	-	-

Anhang 23: Tiefenprofil Nitrat-Konzentration an der PS ‚Boje‘ von Januar 1994 bis April 1996.



Anhang 24: Trophieklasifikation nach FORSBERG & RIDING (1980). Meßmodus epilimnische Werte im Sommer (Juni bis September).

Trophiestatus	Sichttiefe	Chl a-Konzentration [µg/l]	TP-Konzentration [µg/l]
polytroph	< 1,0	> 40	> 100
eutroph	1,0-2,5	7-40	25-100
mesotroph	2,5-4,0	3-7	15-25
oligotroph	4	3	15

Anhang 25: Trophieklassifikation nach CARLSON (1977). Meßmodus: epilimnische Werte im Sommer (Juni bis September).

TSI	Sichttiefe [m]	TP [mg/m³]	Chlorophyll [mg/m³]
0	64	0,75	0,04
10	32	1,5	0,12
20	16	3	0,34
30	8	6	0,94
40	4	12	2,6
50	2	24	6,4
60	1	48	20
70	0,5	96	56
80	0,25	192	154
90	0,12	384	427
100	0,062	768	1.183

Anhang 26: Berechnungsformeln für den TSI Sichttiefe (SD), TSI Chlorophyll (Chl) und TSI Gesamt-Phosphat (TP).

$$\text{TSI (SD)} = 10 \left(6 - \frac{\ln \text{SD}}{\ln 2} \right), \quad \text{TSI (Chl)} = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln \text{Chl}}{\ln 2} \right)$$

$$\text{TSI (TP)} = 10 \left(6 - \frac{\frac{\ln 48}{\text{TP}}}{\ln 2} \right)$$

Anhang 27: Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989)

Biovolumen 10⁶* [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] Spitzenwerte	Biovolumen 10⁶* [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] Mittelwert der Vegetationsperiode	Trophie
< 0,2	< 0,12	ultraoligotroph
0,2 - 0,7	0,12 - 0,4	oligotroph
0,7 - 1,2	0,4 - 0,6	oligomesotroph
1,2 - 3,0	0,6 - 1,5	mesotroph
3,0 - 5,0	1,5 - 2,5	eutroph
5,0 - 10,0	2,5 - 5,0	polytroph
> 10,0	> 5,0	hypertroph

Anhang 28: Trophieklassifikation nach TGL 27885/01 der DDR (1982)

Gesamtbiovolumen 10⁶* [$\mu\text{m}^3/\text{ml}$] Mittelwerte von April bis September	Trophie
< 1,5	oligotroph
< 5,0	mesotroph
5,0-10,0	eutroph geschichtet
10,0-20,0	eutroph ungeschichtet
20,0-30,0	polytroph
> 30,0	hypertroph

Anhang 29: Quellenangaben zu den in Kap. 6.5.1 und Kap. 6.5.1.2 gegenübergestellten Seen.

See	Autor	Jahr der Untersuchung
Alpsee	FRÖBRICH et al. (1977)	1974
Ammersee	MORSCHIED (1999)	1993 - 1997
Bieler See	BERNER-FANKHAUSER (1983)	1978
Borkener See	HEINMÜLLER (vorliegende Arbeit)	1993 - 1997
Gemündener Maar	OEHMS & SEITZ (1992)	1986/87
Heider Bergsee	TRAHMS (1972)	1962 - 1964
Königssee	SIEBECK (1982)	1978 - 1980
Laacher See	NOLDEN (1988 und 1992)	1985
Lake1 Glubokoe	MATVEEV (1986), MATVEEVA (1986)	1973/74
Lake2 Glubokoe	MATVEEV (1986), MATVEEVA (1986)	1975 - 1978, 1980 - 1984
Liblarsee	TRAHMS (1972)	1962 - 1964
Mindelsee	EINSLE (1983)	1965/66
Pulvermaar	OEHMS & SEITZ (1992)	1986/87
Schöhsee	FUßMANN (1996)	1993/94
Stechlinsee	CASPER (1985)	Langzeitdatenreihe
Weinfelder Maar	OEHMS & SEITZ (1992)	1986/87
Zwillingsee	TRAHMS (1972)	1962 - 1964

Anhang 30: Ergebnisse der Komponentenanalyse (abiotische Parameter).

Erklärte Gesamtvarianz

Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summe der quadrierten Ladungen		
	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %
1	7,522	57,862	57,862	7,167	55,132	55,132
2	1,638	12,603	70,465	1,691	13,004	68,136
3	1,427	10,974	81,439	1,481	11,394	79,530
4	1,065	8,194	89,634	1,314	10,104	89,634
5	,492	3,785	93,418			
6	,337	2,593	96,011			
7	,236	1,814	97,825			
8	,158	1,215	99,041			
9	7,550E-02	,581	99,621			
10	2,644E-02	,203	99,825			
11	1,285E-02	9,883E-02	99,923			
12	8,257E-03	6,352E-02	99,987			
13	1,691E-03	1,301E-02	100,000			

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse.

Kommunalitäten

	Anfänglich
SD	1,000
G_P	1,000
O_P	1,000
NITRAT	1,000
SILIKAT	1,000
TEMP_W	1,000
SP_DA_3	1,000
SO_DA_5	1,000
SO_DA_10	1,000
SO_DA_15	1,000
SO_DA_20	1,000
SO_DA_25	1,000
SO_DA_30	1,000

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse.